

Masteroppgave i miljøkjemi:

Kadmium i strandkrabbe (*Carcinus maenas*) – sammenlikning mellom Nord- og Sør-Norge, samt prøvetaking i en kadmiumpåvirket fjord



Av

Heidi Knutsen

Kjemisk institutt, Universitetet i Bergen

Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning

Mars 2017



## Sammendrag

I taskekrabbe (*Cancer pagurus*) langs norskekysten er det målt høye konsentrasjoner av miljøgiften kadmium, med betydelig høyere nivåer i Nord- sammenliknet med Sør-Norge.

Den klare nord-sør gradienten i taskekrabbens kadmiumnivå har rettet interesse mot kadmiumakkumulering i andre marine organismer fra de samme områdene, der den nært beslektede, men mindre strandkrabben (*Carcinus maenas*) er spesielt interessant. I denne oppgaven ble det samlet inn-, undersøkt og analysert 227 strandkrabber fra forskjellige steder i Nord- og Sør-Norge. Induktivt koblet massespektroskopi ble brukt for analyse av kadmium og andre metaller. For å vurdere sammenhengen mellom strandkrabbenes kadmiumnivå og forurensning ble strandkrabber fra en presumptivt kadmiumpåvirket fjord, Hardangerfjorden, undersøkt. Krabbestørrelse og andre fysiske parametere som kjønn, skallskiftestadium, hepatosomatisk indeks, skallfarge, matfylde og gonademodning ble registrert for samtlige strandkrabber for å vurdere potensielle årsakssammenhenger med kadmiumnivå.

Sesongvariasjon i kadmiumkonsentrasjon ble undersøkt ved prøvetaking i april og august. I tillegg ble det laget strandkrabbesuppe av krabber fra to av lokalitetene for en risikovurdering av mattrykgheten i forhold til kadmiumnivå.

Det ble ikke funnet tilsvarende kadmiumgradient i strandkrabber fra nord og sør som det er funnet for taskekrabben. Det kan skyldes at strandkrabben er bedre tilpasset forholdene i nord. Til tross for kadmiumpåvirkning i Hardangerfjorden, var det ikke forhøyede kadmiumnivåer i strandkrabbene herfra. Det var ingen klar sammenheng mellom kadmiumnivå og krabbestørrelse, med opp mot tre ganger forskjell mellom største og minste skallbredde, og sammenhengene mellom kadmium og de andre fysiske parameterne var svake, bortsett fra at kjønn hadde en klar innvirkning ved at hannene hadde signifikant høyere kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas enn hunnene. Kadmiumkonsentrasjonen varierte med sesongen, med henholdsvis 40 og 60 % lavere nivå i august enn april for hann- og hunnkrabbene. Kadmiumnivåene varierte mellom individer, kjønn og lokaliteter. Ingen klokjøtt-verdier oversteg EUs grenseverdi for mattrykghet. Svært lave kadmiumnivåer indikerte at strandkrabbesuppe ikke er av bekymring i forhold til mattrykghet.

## Forord

Denne masteroppgaven er skrevet i samarbeid med Kjemisk Institutt ved Universitetet i Bergen (UiB) og Nasjonalt Institutt for Ernærings- og sjømatforskning (NIFES). Jeg vil takke direktør Ole Arve Misund for at jeg har fått mulighet til å utføre oppgaven ved NIFES, og for god inkludering av oss masterstudenter.

Jeg vil gjerne takke mine veiledere ved NIFES, forsker Arne Duinker, forskningssjef Amund Måge og stipendiat Martin Wiech, samt veileder ved Kjemisk Institutt, førsteamanuensis Svein Are Mjøs. Tusen hjertelig takk til dere alle, for korrekturlesing, faglige samtaler, hjelp til databehandling m.m. En ekstra takk til Arne Duinker for tett oppfølging gjennom hele prosessen, god innføring i Statistica, og for at du har introdusert meg til andre innen samme fagfelt; som Gro van der Meeren, som gjorde det mulig for meg å bli med på en sak om rotkrepsparasitten *Sacculina carcini*, publisert på forskning.no. Takk til Martin Wiech for hjelp ved disseksjon og forbehandling av strandkrabbene, og for at du har bidratt med din ekspertise på taskekrabbe. En takk også til stipendiat Snorre Bakke ved Møreforskning for diskusjon av taskekrabbe og kadmium. Jeg er også svært takknemlig for at jeg har fått hjelp med prøveinnsamling. I den sammenheng, takk til Martin Wiech for fiske i Vesterålen, Amund Måge for fiske over flere helger ved Måge (Hardangerfjorden), Trond Loge i Fleinvær, Knut Magnus Persson og hans datter Ina ved Sotra, og min far, Frode Knutsen for å ha stilt med teiner og for å ha hjulpet meg med strandkrabbefisket på Kvitsøy. I tillegg har Arne Duinker fisket krabber til forprosjektet, takk for det.

Jeg ønsker å takke alle ansatte på NIFES. Med deres positive holdning har hverdagen min her blitt svært hyggelig. En særlig takk til Nina Margrethe Steinsvik og Berit Solli for god opplæring og veiledning på laboratoriet. Marita Eide Kristoffersen som la til rette for laboratoriearbeidet og sørget for at resultatene var klare i tide. Ansatte ved prøvemottak for hjelp med frysetørking og homogenisering, selv i en travel periode. Takk også for lån av utstyr. Takk til Sylvia Frantzen for innføring i LIMS, og for hjelp med databehandling i Statistica. En takk rettes også til dere på IT-avdelingen.

Sist, men ikke minst vil jeg takke familie, venner og medstudenter ved NIFES og UiB for oppmuntring og støtte gjennom hele studietiden. Takk også til de av dere som har stilt opp som forsøkskaniner når jeg har laget strandkrabbesuppe!

*Tusen takk*

Bergen, mars 2017 Heidi Knutsen

# Innholdsfortegnelse

Innholdsfortegnelse .....	1
Forkortelser .....	4
1. Innledning.....	6
1.1. Bakgrunn .....	6
1.2. Mål for oppgaven .....	9
2. Teori .....	10
2.1. Miljøforurensing.....	10
2.1.1. Tungmetaller .....	11
2.2. Kadmium .....	12
2.2.1. Fysiske og kjemiske egenskaper .....	12
2.2.2. Bruksområder .....	13
2.2.3. Forekomst i jord og luft.....	13
2.2.4. Forekomst i det marine miljøet.....	13
2.2.5. Antropogene utslipp .....	15
2.2.6. Tilførsler fra naturlige kilder .....	17
2.2.7. Human kadmiumeksponering.....	17
2.2.8. Humant opptak og distribuering av kadmium .....	18
2.2.9. Humane helseeffekter av kadmium .....	19
2.3. Strandkrabbe ( <i>Carcinus maenas</i> ).....	20
2.3.1. Fylogeni.....	20
2.3.2. Forekomst og habitat .....	20
2.3.3. Fiske og bruksområder .....	21
2.3.4. Anatomi.....	21
2.3.5. Fysiologi.....	23
2.3.6. Opptak og distribuering av kadmium og andre tungmetaller .....	25
2.4. Analyseteknikker.....	27
2.4.1. Våttoppslutning prinsipp .....	27
2.4.2. ICP-MS prinsipp.....	27
2.4.3. ICP-MS instrumentelt.....	28
2.5. Kvalitetssikring .....	32
2.5.1. Presisjon, riktighet og nøyaktighet .....	32
2.5.2. Måleusikkerhet .....	33
2.5.3. Kontrollprøver og kontrollkort .....	33
2.6. Statistikk.....	35
2.6.1. Prinsipalkomponentanalyse (PCA).....	35

2.6.2.	Delvis minste kvadraters metode (PLS) .....	36
2.6.3.	Variasjonsanalyse (ANOVA).....	36
2.6.4.	Kovariansanalyse (ANCOVA).....	37
3.	Eksperimentelt.....	38
3.1.	Prøveinnsamling.....	38
3.1.1.	Eksperiment 1: Geografisk kadmiumpvariasjon .....	38
3.1.2.	Eksperiment 2: Kadmiumnivå i strandkrabber fra miljøforurenset fjord .....	38
3.1.3.	Eksperiment 3: Effekt av fysiske parametere på kadmiump, med spesielt vekt på krabbestørrelse.....	39
3.1.4.	Eksperiment 4: Sesongvariasjon i kadmiump .....	39
3.1.5.	Eksperiment 5: Kadmiumnivå i strandkrabbesuppe .....	39
3.2.	Prøveopparbeiding.....	40
3.2.1.	Forprosjekt.....	40
3.2.2.	Disseksjon og bestemmelse av fysiske parametere .....	40
3.2.3.	Tillaging av strandkrabbesuppe.....	44
3.3.	Kjemikalier og utstyr.....	45
3.4.	Frysetørking og homogenisering.....	46
3.5.	Kadmiumpbestemmelse .....	47
3.5.1.	Våttoppslutning .....	47
3.5.2.	Vaskeprosedyre .....	48
3.5.3.	ICP-MS-analyse .....	48
3.5.4.	Kvalitetssikring av analysemetode .....	50
3.6.	Databehandling.....	51
3.7.	Formler .....	52
4.	Resultater.....	53
4.1.	Sertifiserte referansematerialer.....	53
4.2.	Fysiske parametere .....	56
4.2.1.	Sammenheng mellom fysiske parametere .....	59
4.3.	Kadmiumpakkumulering i strandkrabbens vev .....	61
4.4.	Geografisk variasjon i kadmiumnivå – eksperiment 1 .....	64
4.5.	Kadmiumnivå i strandkrabber fra Hardangerfjorden – eksperiment 2.....	65
4.6.	Kadmiumnivå og fysiske parametere – eksperiment 3.....	66
4.6.1.	Sammenheng mellom kadmiump og krabbestørrelse.....	66
4.6.2.	Sammenheng mellom kadmiump og kjønn .....	69
4.6.3.	Sammenheng mellom kadmiump andre fysiske parametere .....	70
4.6.4.	Sammenheng mellom kadmiump og andre elementer.....	71

4.7.	Sesongvariasjon i kadmiumnivå – eksperiment 4 .....	72
4.8.	Kadmium i strandkrabbesuppe – eksperiment 5.....	73
5.	Diskusjon.....	74
5.1.	Kvalitetssikring av analysemetode .....	74
5.1.1.	Vurdering av prøvemateriale .....	75
5.1.2.	Vurdering av databehandling .....	78
5.2.	Geografisk sammenlikning av kadmiumnivå i strand- og taskekrabbe.....	79
5.3.	Kadmium i strandkrabber fra presumptivt kadmiumpåvirket fjord.....	82
5.4.	Kadmium og fysiske parametere .....	84
5.4.1.	Sammenheng mellom fysiske parametere .....	84
5.4.2.	Effekt av krabbestørrelse på kadmium og andre metaller .....	85
5.4.3.	Høyere kadmiumnivå i hann- enn hunnkrabber .....	86
5.4.4.	Sammenheng mellom kadmium og andre fysiske parametere .....	87
5.4.5.	Sammenheng mellom kadmium og andre grunnstoffer .....	88
5.5.	Sesongvariasjon i strandkrabbenes kadmiumnivå.....	89
5.6.	Kadmium i strandkrabbesuppe .....	90
6.	Konklusjon .....	91
7.	Videre arbeid .....	92
8.	Referanseliste .....	93
9.	Vedlegg .....	103
9.1.	Vedlegg 1: Fysiske parametere .....	103
9.2.	Vedlegg 2: Tillaging av samle- og suppeprøver.....	116
9.3.	Vedlegg 3: Elementkonsentrasjoner.....	123
9.4.	Vedlegg 4: Prinsipalkomponentanalyse (PCA).....	136
9.5.	Vedlegg 5: Måleusikkerhet .....	137
9.6.	Vedlegg 6: Kontrollkort .....	138
9.7.	Vedlegg 7: Forskningsdata fra Havforskningsinstituttet .....	139

## Forkortelser

ANCOVA	Kovariansanalyse (analysis of covariance)
ANOVA	Variasjonsanalyse (analysis of variance)
Cd	Kadmium
dI-PCB	Dioksinliknende polyklorerte bifenyler
EFSA	European Food Safety Authority
Et al.	Et alii = og andre
EU	Den Europeiske Union
GSI	Gonadosomatisk indeks
HP	Hepatopankreas
HSI	Hepatosomatisk indeks
ICP-MS	Induktivt koblet plasma – massespektrofotometri
KED	Kinetisk energidiskriminering
LIMS	Laboratory Information Management System (Labvare)
LOD	Deteksjonsgrense (limit of detection)
LOQ	Kvantifiseringsgrense (limit of quantification)
MT	Metallothionein
MU	Måleusikkerhet
NIFES	Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning
O.T.	Østersvev
PAH	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
PCA	Prinsipalkomponentanalyse
PCB	Polyklorerte bifenyler
PLS	Delvis minste kvadraters metode



ppm	Parts per million
ppt	Parts per thousand
RAPID	Right Angle Positive Ion Deflection
RSD	Relativt standardavvik
SD	Standardavvik
SE	Standardfeil
SLP	Sammenlignende laboratorieprøving
SRM	Sertifisert referansemateriale
Tort-3	Hummerhepatopankreas
tv	Tørrvekt
TWI	Tolerabelt ukentlig inntak
UW	Ultra Wave
vv	Våtvekt

# 1. Innledning

## 1.1. Bakgrunn

Sjømat som krabbe er ettertraktet, og inneholder generelt viktige næringsstoffer som omega-3-fettsyrer, proteiner, vitaminer og mineraler (Lund, 2013), men kan som annen mat også inneholde fremmedstoffer som kan være helseskadelige og true mattryggheten.

Fremmedstoffer kan være organiske persistente miljøgifter som dioksiner, dioksinliknende polyklorerte bifenyler (dl-PCB), ikke-dioksinliknende PCB (Matportalen, 2015, Miljødirektoratet, 2015b), samt tungmetaller som kvikksølv, bly og kadmium (Moreda-Piñeiro et al., 2012). Kadmium er et giftig tungmetall som ved for høy eksponering gjennom luft eller mat kan medføre en rekke helseskader (Sigel et al., 2012). Forhøyede nivåer i det marine miljøet er således av bekymring (Satarug et al., 2010). I krabbe finnes kadmium hovedsakelig i hepatopankreas (HP) eller fordøyelseskjertelen (Frantzen et al., 2015), hvor det er bundet til proteinet metallothionein (Bondgaard og Bjerregaard, 2005, Weis, 2012, Bjerregaard et al., 2005). Kadmium kan også akkumulere i mindre mengder i andre vev, som klokjøtt og rogn (Bondgaard og Bjerregaard, 2005, Bjerregaard et al., 2005), som sammen med hepatopankreas utgjør den spiselige delen av krabben. EU har fastsatt en øvre grenseverdi for kadmium på 0,5 mg kadmium per kg våtvekt for klokjøtt av krabbe til humant konsum (EU, 2006). Grenseverdier for hepatopankreas og rogn er ikke satt, selv om innmat av krepsdyr som krabbe kan være en betydelig bidragsyter til ekstra kadmiumeksponering utover det som fins i de viktigste matvaregruppene som kornbasert mat og rotgrønnsaker (EFSA, 2015). Gjennomsnittlig kadmiumeksponering blant voksne i Norge og ellers i Europa er rapportert å være i nærheten av tolerabelt ukentlig inntak (TWI) på 2,5 µg/kg kroppsvekt, fastsatt av det europeiske mattilsynet European Food Safety Authority (EFSA) (EFSA, 2009, EFSA, 2012a, EFSA, 2015). Overskridelser kan skje ved inntak av brunmat fra krabbe (EFSA, 2015), som består av hepatopankreas, varierende mengde gonader/kjønnskjertler samt bindevev. Av denne grunn er kadmiumnivå i krabbe av stor interesse i forhold til mattrygghet.

En del kartleggingsarbeid er allerede utført for den kommersielt viktige taskekrabben, *Cancer pagurus*, (Frantzen et al., 2015, Falk og Nøst, 2013, Jensen og Washmuth, 2011), og fokus i denne oppgaven er derfor rettet mot kadmiumkontaminering i strandkrabben, *Carcinus maenas*, som i likhet med taskekrabben er en vanlig krabbeart langs norskekysten (Sømme, 2015). Sammenliknet med taskekrabben, er strandkrabben relativt lite brukt som sjømat i Norge (Sømme, 2013), til tross for at den i flere land, som Spania og Portugal, er ansett som en delikatesse (Klassen og Locke, 2007). Populariteten ser imidlertid ut til å øke, særlig i

sammenheng med retten strandkrabbesuppe. Da det er målt betydelig høyere kadmiumnivåer i taskekrabbe fra Nord- sammenliknet med Sør-Norge (Frantzen et al., 2015, Falk og Nøst, 2013, Jensen og Washmuth, 2011, Wiech et al., 2017), har interessen vært stor for å kartlegge kadmiumkontaminering også i strandkrabbe fra de samme områdene. Hvorvidt strand- og taskekrabbe viser samme eller ulikt geografisk kadmiummønster kan gi viktig informasjon om kadmiumakkumulering næringskjeden, og artsmessige forskjeller kan bidra til å forklare de store forskjellene i taskekrabbe. I tillegg er kadmiumanalyser av strandkrabbe viktig i forhold til mattrygghet.

I 2009 ble det målt kadmiumkonsentrasjoner i taskekrabbe nord for Saltenfjorden som oversteg EUs og Norges øvre grenseverdi for humant konsum (Falk og Nøst, 2013, Jensen og Washmuth, 2011). Produkter fra fiskeri og havbruk utgjør en stor andel av Norges eksportnæring (Julshamn et al., 2012), med kommersielt fangstvolum av taskekrabbe opp mot 8000 tonn i 2015 (Fiskeridirektoratet, 2016). Med bakgrunn i de høye kadmiumkonsentrasjonene ble det kommersielle fisket av taskekrabbe fra og med Saltenfjorden til og med Folda avsluttet. Som følge av dette gikk Bodø Skalldyr konkurs i 2011 (Jensen og Washmuth, 2011).

For å kartlegge omfanget av funnene er det utført oppfølgende kadmiumanalyser av taskekrabbe og annen sjømat i Nord-Norge. Eksempelvis har Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES) målt relativt lave kadmiumnivåer i fiskefilet av bunnlevende fiskearter fra Saltenområdet (Julshamn et al., 2013a, Ørnstrud og Måge, 2012). Videre analyser av taskekrabbe har vist en brå økning ved Salten, med betydelig høyere kadmiumnivåer fra Salten og nordover enn lenger sør i landet (Frantzen et al., 2015, Julshamn et al., 2013b, Julshamn et al., 2012). På bakgrunn av disse resultatene har Mattilsynet gitt kostholdsrad, med anbefalinger mot å spise taskekrabbe mellom Saltenfjorden og Folda (Matportalen, 2016). I tillegg til høye kadmiumnivåer kan brunmat av krabbe langs hele kysten inneholde høye konsentrasjoner av dioksiner og dl-PCB, og er derfor frarådet kvinner i fruktbar alder og barn (Matportalen, 2015). Rådene omfatter ikke klokjøtt, da dette har svært lavt fettinnhold og derfor også lite dioksiner og PCB (Matportalen, 2013).

Årsaken til den klare nord-sør gradienten i taskekrabbens kadmiumnivå er fremdeles uviss, til tross for at det er utført flere undersøkelser for å avklare dette. Kadmium frigjøres til miljøet gjennom naturlige og antropogene kilder, der antropogene kilder trolig dominerer den biogeokjemiske syklusen for tungmetallet (Sigel et al., 2012). Potensielle kilder kan være utslipp fra lokale bedrifter og gruvevirksomhet, dumpet avfall og ammunisjon, samt avløp

eller avsig fra forurenset grunn (Falk og Nøst, 2013). I Nord-Norge er det foreløpig ikke funnet noen punktkilder der kadmium er påpekt som problematisk (Falk og Nøst, 2013), og det er ikke målt forhøyede kadmiumkonsentrasjoner i hverken berggrunn, sediment, løsmasser, overflatevann eller grunnvann fra Saltenområdet (Falk, 2012, Finne, 2013). Heller ikke utslipp fra oppdrettsanlegg har vist å være årsak til de forhøyede kadmiumnivåene (Falk, 2014).

Undersøkelser har vist at oppstrømming av nærings- og kadmiumrikt dypvann til overflatevann kan være en kilde til forhøyet kadmiumnivå (Vangeen og Husby, 1996, Segovia-Zavala et al., 2004). Dypvannet utenfor norskekysten er rikt på næring og metaller, og presses med vind-, og havstrømmer inn mot land og opp på kontinentalsokkelen inn mot kysten. Lofoten og nærliggende områder er unike grunnet kombinasjonen av næringsrike hav- og kyststrømmer som kommer opp fra dypet og blandes på grunt vann mellom mange øyer. Oppstrømming av slikt dypvann til overflaten i Vestfjorden er foreslått som en hypotese for de forhøyede kadmiumnivåene i taskekrabbe fra Saltenområdet (Falk og Nøst, 2013).

Davies et al. (1981) har imidlertid rapportert at hovedopptaket av kadmium i taskekrabbe kommer fra føden heller enn fra vannet. Dette støttes av relativt høye kadmiumkonsentrasjoner i potensielle byttedyr fra Nord-Norge (Ness, 2014). Videre tyder en pågående studie på at taskekrabben har saktere vekst i Nord-Norge hvor temperaturen er lavere (Bakke, pers. komm.), noe som kan være av betydning for de forhøyede kadmiumnivåene i taskekrabbe fra Nord- sammenliknet med Sør-Norge.

I tillegg til forskjellig kadmiumnivå mellom Nord- og Sør-Norge, er det målt stor variasjon i kadmiumkonsentrasjon mellom taskekrabber fra samme geografiske område (Wiech et al., 2017). Stor individuell variasjon i kadmiumnivå er også funnet for strandkrabben (Nissen et al., 2005, Bjerregaard, 1990, Bjerregaard, 1991, Bondgaard et al., 2000, Nørum et al., 2005). Variasjonen kan ha sammenheng med krabbenes fysiologiske tilstand, som krabbestørrelse, kjønn, skallskiftestadium, skalfarge (Nissen et al., 2005, Nørum et al., 2005), gonadmodning (Bondgaard et al., 2000) og matfylde. De fysiske parameterne, så vel som biotilgjengeligheten av kadmium, kan variere med sesongen, slik at sesongvariasjon også kan være av betydning for krabbenes kadmiumnivå.

## 1.2. Mål for oppgaven

Målet for oppgaven var å undersøke og sammenlikne kadmiumkonsentrasjonen i strandkrabbe (*Carcinus maenas*) fra lokaliteter langs norskekysten, med bakgrunn i de problematisk høye kadmiumnivåene i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Nord- sammenliknet med Sør-Norge. Strandkrabben er i likhet med taskekrabben en vanlig krabbearart langs norskekysten. En geografisk sammenlikning av deres kadmiumnivåer vil kunne bidra med viktig informasjon for å forklare de høye kadmiumnivåene i taskekrabbe fra Nord-Norge. Da forurensing kan medføre forhøyede kadmiumnivåer i marine organismer, var det ønskelig å sammenlikne strandkrabbenes kadmiumnivåer med strandkrabber fra et område med kjent kadmiumforurensing. I den sammenheng ble Hardangerfjorden valgt.

Et av delmålene var å undersøke om strandkrabbenes kadmiumnivåer kunne forklares av deres fysiologiske tilstand. Det var dermed ønskelig å vurdere potensielle årsakssammenhenger mellom kadmiumnivå og spesielt krabbestørrelse, men også andre fysiske parametere som kjønn, skallskiftestadium, skallfarge, gonademodning og matfylde. I tillegg var det interessant om krabbenes kadmiumnivå varierte med sesongen, og det ble derfor fisket krabber i både april og august. Siden strandkrabbe er benyttet i matlaging, ble strandkrabbesuppe laget og undersøkt for å vurdere mattryggheten i forhold til kadmiumnivå.

## 2. Teori

### 2.1. Miljøforurensing

I forurensingsloven er forurensing definert som noe som kan være til skade eller ulempe for miljøet. Definisjonen er vid og omfatter utslipp av både fast stoff, væske og gass enten det tilføres luft, vann eller jord (Wang, 1997). Med miljøgift menes stoffer som selv i små konsentrasjoner skader naturen ved direkte giftvirkninger, oppkonsentrering til skadelige konsentrasjoner i næringskjeden og/eller ved at de er særlig lite nedbrytbare av kjemiske, fysiske eller biologiske prosesser (Polèo et al., 1997). Eksempler på persistente, og dermed lite/ikke-nedbrytbare, miljøgifter er tungmetaller og organiske miljøgifter som PCB, polyaromatiske hydrokarboner (PAH), dioksiner og dioksinliknende PCB (Miljødirektoratet, 2015b, Polèo et al., 1997). Kilder som kan gi opphav til miljøforurensing omfatter naturlig geologisk vitring, utskillelse av metaller og organiske forbindelser fra mennesker og dyr, prosessindustri, bruk av metaller og metallkomponenter, avløp og lekkasje fra søppelplasser og deponier, samt utslipp fra skip og petroleumsavfall (Polèo et al., 1997). Utslipp av kadmiumholdig borekaks og -slam ved petroleumsvirksomhet (Jarandsen, 2011, Polèo et al., 1997), vil sannsynligvis føre til at miljøgifter som kadmium føres med havstrømmene videre opp langs kysten (Jensen og Washmuth, 2011).

Effekten av miljøgifter varierer mellom organismer, både innad- og mellom arter, samt at ulike organismer kan ha ulik følsomhet for én og samme kjemiske forbindelse (Polèo et al., 1997). I det akvatiske miljøet, er sporelementer særlig viktig grunnet deres potensielt høye giftighetsgrad. Disse forekommer i nivåer på et par ppm (parts per million) eller mindre. Noen av dem, som kobber og selen, er essensielle næringsstoffer ved lave nivåer, men toksiske ved høyere nivåer. Andre er ansett å være utelukkende toksiske – eksempelvis tungmetallene kvikksølv og kadmium (Manahan, 2010, Polèo et al., 1997). I litteraturen er det rapportert at eksponering for tungmetaller kan medføre redusert hepatosomatisk indeks (HSI) for fisk som ørret (Ricard et al., 1998, Norris et al., 2000). Indeksen måler leverstørrelse, standardisert for individer av ulik størrelse, og gir dermed en indikasjon på statusen av energireserver. Ved tilstrekkelig høye konsentrasjoner er tungmetaller i krabbe forbundet med økt dødelighet, redusert luktesans, begrenset evne til å regenerere lemmer og å utføre skallskifte korrekt, samt endret atferd. For krabber på larvestadium er utvikling og metamorfose påvirket ved lave metallnivåer (Weis, 2012).

### 2.1.1. Tungmetaller

Betegnelsen tungmetaller benyttes om metalliske grunnstoffer med tetthet over  $5 \text{ g/cm}^3$  (Hauge, 2015). Tungmetaller har relativt stor bindingskapasitet til skogsmark og innsjøsedimenter, noe som over tid kan medføre akkumulering i økosystemet, og dermed også i organismer og næringskjeder (Polèo et al., 1997). Tungmetaller som kadmium, kobber, bly, sink og kvikksølv er ofte funnet i urbane områder (Nagajyoti et al., 2010). Mange dyr har liten evne til å regulere eller balansere opptaket, slik at akkumulering over tid kan medføre forgiftninger. Av den grunn er mange tungmetaller omtalt som miljøgifter. Eksempelvis nevnes ofte bly, kadmium, kvikksølv, kobber, krom, nikkel og sink i miljøsammenheng, der de tre førstnevnte er utelukkende giftige, mens kobber, krom, nikkel og sink er essensielle i små konsentrasjoner (Polèo et al., 1997).

Generelt har de fleste tungmetaller høy affinitet for svovel, og kan forstyrre enzymfunksjon ved å danne bindinger til tiolgrupper,  $-SH$ , som ofte finnes i enzymer (Manahan, 2010). Reaksjonen mellom tungmetall-kationet  $M^{2+}$  (hvor  $M$  er  $Hg$ ,  $Pb$  eller  $Cd$ ) med tiolgruppen til enzymet  $R-S-H$  er illustrert i formel 2.1.1. Som vist i reaksjonslikningen, kan det dannes stabile systemer som  $R-S-M-S-R$ . Tilsvarende kan det dannes uløselige metallsulfider,  $MS$ , ved reaksjon med hydrogensulfid,  $H_2S$  (Baird og Cann, 2012).



Karboksytsyre- og aminogrupeer kan også bli kjemisk bundet av tungmetaller. Kadmium, kobber, bly og kvikksølvioner kan i tillegg binde til cellemembraner, noe som kan forstyrre transportprosesser gjennom celleveggen. De kan også felle fosfat biforbindelser eller katalysere deres dekomponering (Manahan, 2010). Viktige utslippskilder for tungmetaller er gjennom uorganiske kjemikalieproduksjonsprosesser (Manahan, 2010). Da kadmium er av tema for denne oppgaven, vil dette tungmetallet omtales videre i neste kapittel.

## 2.2. Kadmium

### 2.2.1. Fysiske og kjemiske egenskaper

Kadmium er et grunnstoff med kjemisk symbol Cd og atomnummer 48. Det tilhører gruppe 12 i det periodiske system, og er plassert mellom det essensielle elementet sink (Zn, atomnummer 30) og det toksiske elementet kvikksølv (Hg, atomnummer 80). Det deler således noen av egenskapene med disse grunnstoffene (Sigel et al., 2012, Ellis og Harrison, 1984). En oversikt over fysiske og kjemiske egenskaper til kadmium er gitt i tabell 2.2.1 (Sigma-aldrich, 2015).

**Tabell 2.2.1** – Oversikt over fysiske og kjemiske egenskaper til kadmium (Sigma-aldrich, 2015)

<b>Egenskap</b>	
Utseende	Form: pulver, farge: lysegrå
Atomnummer	48
Atomvekt (g/mol)	112.41*
Atomradius (pm)	155
Ioneradius til Cd <sup>2+</sup> (pm)	95
Elektronkonfigurasjon	[Kr]4d <sup>10</sup> 5s <sup>2</sup>
Smeltepunkt (°C)	320,9
Startkokepunkt (°C) ved 1,013hPa	765
Tetthet ved 25°C (g/cm <sup>3</sup> )	8,650
Vannløselighet (g/l) ved 20°C	0,0023
Oksidasjonstilstander	+2, +1 (sjelden)

Elementært kadmium er et relativt sjeldent, blåhvitt divalent tungmetall som er mykt og formbart. Som vist i tabell 2.2.1, har kadmium fylte d-orbitaler (elektronkonfigurasjon [Kr]4d<sup>10</sup>5s<sup>2</sup>), og kan forekomme med oksidasjonstilstand +1, men er nesten utelukkende funnet på +2 valensformen i det naturlige miljøet (Sigel et al., 2012). I fuktig luft kan metallet oksideres, slik at det dannes et brunt kadmiumoksidlag som motstår videre korrosjon (kadmiumstøv består hovedsakelig av kadmiumoksid eller kadmiumklorid (Martelli et al., 2006)), dersom det ikke eksponeres for ekstreme pH-løsninger (Sigel et al., 2012). Kadmium(II)-ionet er relativt stort og lett polariserbart, noe som i henhold til Pearson's klassifisering betegner kationet som en svak Lewis-syre (Pearson, 1963, Martelli et al., 2006). Cd<sup>2+</sup> har av den grunn relativt høy affinitet for myke ligander som tiol-, disulfid- (-S-S-), tioeter- (-SR), og aminogrupeer (-NH<sub>2</sub>) (Fraústo da Silva og Williams, 1991, Bondgaard og Bjerregaard, 2005).



### 2.2.2. Bruksområder

Industrielt sett er hovedbruksområdet til kadmium som elektrodemateriale i oppladbare nikkel-kadmium (Ni-Cd) batterier. Kadmium er også brukt ved produksjon av gul-oransje fargepigmenter til farget plast, blekk, maling, gummi, og andre produkter. Andre viktige industrielle applikasjoner inkluderer kadmium som et antikorrosjonsmiddel for metalloverflater (spesielt stål), som stabilisator i plastikk, og som halvleder i solceller (Sigel et al., 2012).

### 2.2.3. Forekomst i jord og luft

Kadmium forekommer naturlig i miljøet i lave konsentrasjoner (Polèo et al., 1997). Gjennomsnittlig konsentrasjon i jordskorpen er omtrent 0,18 ppm, der elementet hovedsakelig finnes i sammenheng med sinkmineraler som sinkblende (ZnS) og sinkkarbonat (ZnCO<sub>3</sub>), og til en mindre grad i bly- og kobbermineraler (Wibetoe, 2016, Martelli et al., 2006). Greenockitt (CdS) er et av de få rene kadmiummineraler som er kjent, og er tidligere mye brukt som gult fargepigment (Fjellvåg, 2009). Kadmium kan også forekomme i fosfatmineraler. Bruk av fosfater som kunstgjødsel kan dermed føre til kadmiumkontaminering av jorden. Vekster som gror i svært forurenset jord kan inneholde så store mengder kadmium at mattryggheten trues (Wibetoe, 2016).

Luften i landlige områder inneholder kadmiumkonsentrasjoner fra 0,1 til 5 ng/m<sup>3</sup>, mens konsentrasjonen i urbane områder er noe høyere (fra 2 til 15 ng/m<sup>3</sup>). I forurensede områder er det registrert kadmiumnivåer på opp mot 150 ng/m<sup>3</sup> (ICdA). I perioden 1988 til 1991 er det anslått at kadmiummengden i norsk luft har variert mellom 2 og 11 ng Cd/m<sup>3</sup> luft, mens innholdet i nedbør har vært mellom 0,06 og 0,34 µg Cd/L (Polèo et al., 1997).

### 2.2.4. Forekomst i det marine miljøet

Kadmiumkonsentrasjonen i det marine miljøet varierer med lokalitet, havdybde, og om total eller oppløst kadmium er målt (ICdA). I følge Simpson (1981), er bakgrunnskonsentrasjonen av kadmium i både salt- og ferskvann mellom 10-100 ng/L, med høyest konsentrasjon i estuarier og lukkede bukter, etterfulgt av kystområder og åpne hav. Kadmium i det marine miljøet kan danne svake binder til partikulært materiale (Polèo et al., 1997, Lares et al., 2002), og kan forekomme som ioner, hydrerte ioner eller som komplekser (Ray, 1984). De kompleksende gruppene kan være organiske forbindelser som polyfenoler, aminosyrer og proteiner (Ray, 1984), samt uorganiske som klor. Størsteparten er bundet i lett stabile klorkomplekser, og andelen frie ioner er relativt lav, omtrent 2,5 % (Ray, 1984, Bruland, 1992, Polèo et al., 1997, Falk og Nøst, 2013). Oppløst kadmium fordeler seg i havet på

liknende måte som mange næringssalter (Polèo et al., 1997, Lares et al., 2002). Det vil si at det er et mobilt stoff som tas opp i overflaten av plankton, for så å synke ned med døde plankton og anrikes på nytt på dypere vann, hvor bakterier bryter ned og remineraliserer næring og spormetaller til vannsøylen. Dermed kan mengden biotilgjengelig kadmium reduseres gjennom algeoppblomstringen som forekommer om våren (Falk og Nøst, 2013, Simpson, 1981). Av den grunn er kadmiumkonsentrasjonen generelt lavere i overflatevann enn dypvann (1000-2000 meter), til tross for at noe oppløst kadmium returnerer til overflatelagene ved oppstrømming (Simpson, 1981). Kadmium i det marine miljøet forekommer også sammen med andre metaller som nikkell, mangan, kobolt, sink, kobber, jern og bly i dyphavsvann (Lares et al., 2002).

Konsentrasjonen av oppløst kadmium er høyere i overflatevann langs kystområder sammenliknet med oseanisk vann. Dette reflekterer jordisk opptak av kadmium fra elvekraftverk og atmosfæriske kilder, så vel som vinddrevet oppstrømming av nærings- og kadmiumrikt dypvann langs kysten (Sigel et al., 2012). Som nevnt innledningsvis, er denne oppstrømmingen en av flere hypoteser for hvorfor taskekrabbe fra Nord-Norge har så høyt kadmiuminnhold (Falk og Nøst, 2013).

Biotilgjengeligheten av kadmium i det marine miljø påvirkes av faktorer som temperatur, salinitet og tilstedeværelsen av andre sporelementer (Fowler, 1979). Kadmiumakkumulering i marine organismer øker vanligvis med temperaturen, da forhøyet temperatur generelt øker den metabolske aktiviteten i dyr (Klassen og Locke, 2007, Ray, 1984). Med lavere salinitet reduseres kloridkonsentrasjonen i klorkompleksringer av spormetaller som kadmium, noe som øker tilgjengeligheten til frie  $Cd^{2+}$ -ioner, som kan tas opp av marine organismer (Rainbow, 1997). Økt kadmiumakkumulering med redusert salinitet er tidligere påvist for strandkrabben (Burke et al., 2003, Wright, 1977). Med økt kadmiumakkumulering, øker toksisiteten av metallet, slik at redusert salinitet, og forhøyet temperatur, kan være assosiert med forhøyet toksisitet (Hall og Anderson, 1995, Burke et al., 2003).

Saliniteten varierer med både sted og havdybde. I polare områder som Norge er saliniteten i overflatevannet særlig lav grunnet ismelting i kombinasjon med avrenning fra store landområder, samt kjølig klima med lav fordamping. Dette samt tilførsel av ferskvann i form av nedbør, medfører at saliniteten er relativt lav i overflatevann i nordlige strøk (Sciencelearn, 2010). Videre øker vanligvis saltinnholdet med havdybden i polare områder (Bakke, 2012), noe som kan være av betydning for kadmiumnivå i marine arter som lever på ulike dyp.

Saltkonsentrasjonen på store dyp vil imidlertid være relativt konstant 35 ‰ i alle verdens havområder (Bakke, 2012).

#### 2.2.5. Antropogene utslipp

Mesteparten av metallisk kadmium fremstilles som et biprodukt ved utvinning og raffinering av sink-, kobber og blymalm (Polèo et al., 1997, Bokn et al., 1978, Sigel et al., 2012).

Metallproduksjon og forbrenning av fossilt brensel er hovedkildene til antropogene, atmosfæriske kadmiumutslipp (Sigel et al., 2012). I tillegg frigjøres kadmium indirekte ved forbrenning av kadmiumholdig avfall, samt direkte ved produksjon, bruk og deponering av kadmiumholdige produkter.

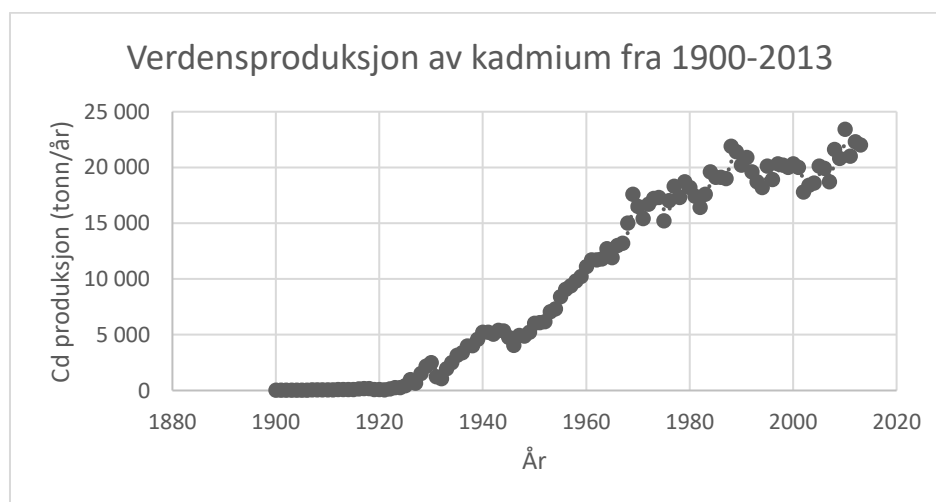
Industrielle utslipp av miljøgifter som kadmium, sink, bly og kvikksølv til

Sørfjorden/Hardangerfjorden har påvirket fjorden i stor grad (Ruus et al., 2013, Skei et al., 1998, Skei et al., 1999, Måge og Jaggi, 2003). Sørfjorden er en 1-2 km bred, 40 km lang, 100-400 m dyp sidefjord til Hardangerfjorden i Hardanger, Hordaland (Julshamn et al., 2001). Langs fjorden er det flere fabrikker, som Boliden Odda AS (tidligere Norzink og Outokumpu Norzink), lokalisert innerst i fjorden, ca. 4 km fra Odda sentrum. Fabrikken har medført industrielle utslipp til fjorden siden 1929 (Måge og Jaggi, 2003). I 1973 ble det opplyst at utslippene av sink, bly, kadmium og kvikksølv var henholdsvis 6000, 4500, 30 og 3 kg per dag (Skei et al., 1998). I ettertid er det utført flere tiltak for å redusere utslippene, noe som har medført betydelig forbedring. I 2010 var utslippene fra Boliden Odda AS til fjorden betydelig lavere, anslagsvis 8, 10, 0,09 og 0,005 kg per dag for henholdsvis sink, bly, kadmium og kvikksølv (Ruus et al., 2011). Tungmetallanalyser av miljøindikatoren blåskjell (*Mytilus edulis*) fra 1983 til 1998 har vist en vesentlig nedgang i kadmium-, bly- og sinkkonsentrasjon, som vist i tabell 2.2.2. Oppfølgende tungmetallanalyser har imidlertid vist at det ikke er store forskjeller fra 1998 (tabell 2.2.2). Med bakgrunn i resultatene er området fortsatt ansett å være noe påvirket av tungmetallforurensning (Ruus et al., 2013, Julshamn et al., 2001, Meyer, 2007, Foldøy Tverdal, 2012). Overvåkingsresultater av metaller i vannmasser og marine organismer fra 2010 har tilsvarende vist betydelig forbedring av forurensningssituasjonen, men fjorden ble fortsatt ansett som forurenset (Ruus et al., 2013).

**Tabell 2.2.2** – Gjennomsnittlig elementkonsentrasjon (mg/kg våtvekt) i blåskjell fra Måge, Hardangerfjorden. SD = standardavvik.

Årstall	Elementkonsentrasjon				Referanse
	Snitt ± SD (mg/kg vv)				
	Kadmium	Bly	Kobber	Sink	
1983	18 ± 1	120 ± 10	1,1 ± 0,2	120 ± 15	(Julshamn et al., 2001)
1992	2,4 ± 0,6	6 ± 2	0,9 ± 0,2	40 ± 10	(Julshamn et al., 2001)
1998	1,0 ± 0,1	1,5 ± 0,1	0,9 ± 0,3	27 ± 3	(Julshamn et al., 2001)
2005-2006	0,86 ± 0,3	3,7 ± 1	0,91 ± 0,2	16 ± 2	(Meyer, 2007)
2012	0,36 ± 0,07	-	-	-	(Foldøy Tverdal, 2012)

Både langtransporterte tilførsler av kadmium til Norge og nasjonale utslipp har blitt redusert de siste tiårene. I 1985 var de totale nasjonale utslippene ca. 43 tonn. Fra 1995 til 2013 ble utslippene redusert med rundt 75 %, noe som i hovedsak skyldes kraftig reduisering i utslipp fra olje- og gassvirksomheten, grunnet økt regulering og mer effektiv punktkildefangst. Industrien var for øvrig fortsatt den største utslippskilden i 2013. Totale nasjonale kadmiumutslipp er oppgitt av Miljødirektoratet til å være 1,29 tonn i 2013. Tallene inkluderer ikke utslipp fra forurenset sjøbunn, kadmium i fiskefôr og kadmiumlekkasje fra forurensing i grunnen. Det er anslått at det ligger omtrent 100 tonn kadmium som forurensing i grunnen, og at det lekker om lag 0,4 tonn herfra hvert år (Miljødirektoratet, 2015a, Sigel et al., 2012). Videre har den globale produksjonen av kadmium økt fra ca. 20 tonn/år i begynnelsen av det 20. århundre, med en stabilisering på omtrent 20 000 tonn/år rundt 1990, som vist i figur 2.2.1 (hvor Kina, Korea og Japan står for mesteparten av utslippene) (Sigel et al., 2012).



**Figur 2.2.1** – Verdensproduksjon av kadmium fra 1900-2013, med verdier hentet fra The U.S. Geological Survey (Kelly og Matos, 2014)

### 2.2.6. Tilførsler fra naturlige kilder

Naturlige tilførsler av kadmium er fra vulkanutbrudd, fysiske og kjemiske forvitningsprosesser av steinmateriale og jord, forbrenning av vegetasjon, og produksjonen av marine, biogene (produsert av levende organismer) aerosoler (Sigel et al., 2012). Globale estimater av naturlige kadmiumutslipp per år er anslått til å være omtrent 1400 tonn, hvor omtrent 60 % av dette er forårsaket av vulkanutbrudd. De resterende 40 % er hovedsakelig forårsaket av vindbårne partikler, aerosoler, samt forbrenning av biomasse. Estimater av naturlig tilførsel av kadmium til havet fra kontinental avrenning er omtrent 500 tonn per år (Sigel et al., 2012).

### 2.2.7. Human kadmiumeksponering

Hovedkilden til menneskelig kadmiumeksponering er gjennom inhalasjon av partikler etter forbrenning av fossilt drivstoff, planter og avfall og sigarettøyking, samt konsumering av kadmiumholdig mat og vann (Sigel et al., 2012). Ikke-røykere er hovedsakelig eksponert for kadmium gjennom matvarer som kornprodukter, grønnsaker, nøtter og belgfrukter, stivelsesholdige røtter og poteter, så vel som kjøtt- og kjøttprodukter. Høye nivåer av kadmium er også funnet i sjøgress, fisk og sjømat, kosttilskudd, sopp og sjokolade (EFSA, 2009). Noen avlinger, som ris, soyabønner og hvete akkumulerer kadmium fra jorden de vokser i, og er således viktige kilder til kontaminering for vilt liv, husdyr og mennesker (Sigel et al., 2012). Matvarene som bidrar med mest kadmium i et gjennomsnittlig norsk, kosthold, er korn og kornprodukter, grønnsaker og poteter. Sammenliknet med sjømat og innmat inneholder ikke disse matvarene spesielt mye kadmium, men siden det er de matvarene som konsumeres i størst grad, bidrar de mest (VKM, 2015). Bruk av fosfatgjødsel (hvor divalente kalsiumioner kan erstattes av kadmiumioner) og kloakkslam, samt mangelfullt vedlikehold av jorden kan bidra til akkumulering i avlinger, og således mobilisering til miljøet (Sigel et al., 2012).

Som nevnt innledningsvis, tilsvarer gjennomsnittlig kadmiumeksponering fra kosten omtrent grenseverdien for tolerabelt ukentlig inntak for voksne i Europa. Tolerabelt ukentlig inntak beskriver den mengden stoff en person kan få i seg gjennom livet uten fare for negative helseeffekter (NIFES, 2015). Vegetarianere, barn, røykere og mennesker som lever i forurensede områder kan ha eksponeringsverdier opp mot 5 µg/kg kroppsvekt (EFSA, 2009). Ved kadmiuminntak som over lengre tid overskrider fastsatte grenseverdier, kan helseeffektene være betydelige (kapittel 2.2.9).

### 2.2.8. Humant opptak og distribuering av kadmium

Kadmiumopptak hos mennesker er avhengig faktorer som alder, kjønn, ernæringsstatus (særlig statusen av andre metallioner), og kalsium- og fiberinnhold i dietten. Ved jern- og sinkmangel ser kadmiumopptaket ut til å være høyere. Vegetarianere kan være spesielt utsatt for kadmium gjennom kosten, både fordi kadmium kan akkumulere i avlinger, og fordi mineralmangel kan være ernæringsmessig induisert ved denne typen kosthold (Sigel et al., 2012).

Kadmium når inn i celler gjennom sinktransportører, som trolig ikke transporterer kadmium ut av cellene igjen. Dette medfører kadmiumakkumulering intracellulært i proteiner som metallothionein, MT – cysteinrike proteiner med lav molekylvekt som finnes i eukaryote organismer (Coyle et al., 2002, Sigel et al., 2012). Det metallbindende proteinet fungerer som et forsvar mot metallforgiftning (Polèo et al., 1997), da det senker konsentrasjonen av frie metallioner ved binding til de mange tiolgruppene som finnes i proteinet, for så å skilles ut ved urinen (Baird og Cann, 2012). Dersom kadmiumkonsentrasjonen overskrider den komplekserende kapasiteten til metallothionein, vil metallet kunne bli mobilt og lagres i hovedsakelig nyrene og leveren, hvor det kan virke toksisk (Polèo et al., 1997, Baird og Cann, 2012). Til tross for at kadmiumutbytting forekommer relativt raskt i intramolekulære ligand-utbyttingsreaksjoner ved svovelseter (Sigel et al., 2012), er den biologiske halveringstiden i mennesker flere tiår (Baird og Cann, 2012). Under normale, fysiologiske forhold binder metallothionein til metaller som sink eller kobber (Sigel et al., 2012). Disse har som kadmium fylte d-orbitaler, og vil kunne stabilisere metallothionein ved binding til tiolgrupper i cysteingroupene som inngår i proteinkomplekset (Müller et al., 1991). Utbytting av disse metallene ved økt kadmiumkonsentrasjon, vil kunne være av påvirkning for sink- og muligens kobber homeostase (Sigel et al., 2012).

Kadmium i blodet er bundet til røde blodceller, og hovedorganene for akkumulering av kadmium i mennesker, er i lever og nyrer (50-75 % av total mengde kadmium i kroppen), med høyest konsentrasjon i sistnevnte. Dette fordi kadmium fraktes fra blodet til leveren, hvor det induserer metallothionein, som fordeles videre til andre organer. I nyrene blir så kadmium filtrert og reabsorbert av epiteliale celler (overflateceller), hvor det akkumulerer. Sammenliknet med muskler og bein, er det også funnet relativt høye konsentrasjoner i testikler, bukspyttkjertel og milt (Sigel et al., 2012).

### 2.2.9. Humane helseeffekter av kadmium

Effekten av akutt kadmiumforgiftning i mennesker inkluderer høyt blodtrykk, nyreskader og destruksjon av røde blodceller (Manahan, 2010). I sjeldne tilfeller utvikles det tarmsymptomer som oppkast og diaré, mens opptak via luft kan irritere øvre luftveier – noe som kan utvikle seg til dødelige lungesykdommer (Sigel et al., 2012). Kronisk kadmiumeksponering er assosiert med mer varierende symptomer. Flere studier har påvist osteomalasi og osteoporose (skjelettsykdommer), hvor et eksempel er de som ble offer for *Itai-itai*-sykdommen i Japan (Sigel et al., 2012). Utbruddet forekom over en periode på tolv år, grunnet vanning av rismarker med kadmiumforurenset vann fra nærliggende gruvedrift. Kontaminert ris resulterte i daglige inntak av kadmium mellom 100-1000 µg; noe som i stor grad overskrider maksimumsgrensen for daglig kadmiuminntak på 25 µg daglig for en person på 70 kg. Kadmiumeksponeringen førte til smertefull demineralisering av skjelettet, derav navnet *Itai-itai*-sykdommen (*Itai-itai* er ekvivalent for «au-au») (Coulate et al., 2009). Videre er kadmium klassifisert som kreftfremkallende hos mennesker, samt at det mistenkes å kunne forårsake gen- og fosterskader, i tillegg til å skade forplantningsevnen. Ved langvarig eller gjentatt eksponering er det påvist å forårsake organskade på særlig nyrene, og regnes som meget giftig (med langtidsvirkning for liv i vann) (Sigma-aldrich, 2015). Ved å holde eksponeringen under TWI, kan en sikre at kadmiumkonsentrasjonen i nyrene ikke når det kritiske nivået som kan gi redusert nyrefunksjon (VKM, 2015).

Det er foreslått mange komplekse mekanismer for å forklare human kadmiumtoksisitet. Noen av de viktigste er interferens med antioksidantresponsen og generering av reaktive forbindelser, samt påvirkning av sink-avhengige aktiviteter og kalsiumsignalisering (Sigel et al., 2012). Eksempelvis kan kadmium virke som en sinkerstatte i noen enzymer, og dermed endre stereostrukturen til det gitte enzymet slik at dets katalytiske aktivitet svekkes; noe som kan føre til sykdomssymptomer (Manahan, 2010). En rekke signaliseringssystemer i kroppen påvirkes ved kadmiumeksponering. Kadmiumtoksisitet kan ikke forklares med én enkelt mekanisme, men viktige faktorer er konkurransen mellom kadmium og andre metallkationer, samt kadmiuminteraksjoner med ikke-metallproteiner. Effektene av kadmiumpåvirkning avhenger videre av celletype og kadmium-celle-interaksjon i forhold til konsentrasjon og eksponeringslengde (Sigel et al., 2012).

## 2.3. Strandkrabbe (*Carcinus maenas*)

### 2.3.1. Fylogeni

Strandkrabbens biologiske systematikk (fylogeni) er listet i tabell 2.3.1 nedenfor.

**Tabell 2.3.1** – Strandkrabbens fylogeni (van der Meeren et al., 2008, Christiansen, 1972)

Nivå	Vitenskapelig navn	Norsk navn
Rike	Animalia	Dyreriket
Rekke	Arthropoda	Leddyr
Underrekke	Crustacea	Krepsdyr
Klasse	Malacostraca	Storkreps
Orden	Decapoda	Tifotkreps
Infraorden	Brachyura	Ekte krabbe
Familie	Portunidae	Svømmekrabbe
Slekt	Carcinus	Krabbeslekten
Art	<i>Carcinus maenas</i>	Europeisk grønnkrabbe, grønnkrabbe, strandkrabbe

### 2.3.2. Forekomst og habitat

Strandkrabben var opprinnelig utbredt i kystområder i Europa og Nord-Afrika, men har invadert kystområder i også Nord- og Sør-Amerika, Sør-Afrika, Australia og Asia (Køie et al., 2000, Christiansen, 1972, Moen og Svensen, 2014). Dens vide utbredelse kan ha sammenheng med relativt høy overlevelsessevne, da den er motstandsdyktig mot oksidativt stress, og kan overleve temperaturer fra omtrent 0 til over 35 °C (med reproduksjonsevne i temperaturområdet 18 til 26 °C), og salinitetsnivåer fra 4 til 52 ‰ (Klassen og Locke, 2007). Strandkrabbens invasjons- og overlevelsessevne, samt potensielle konsekvenser for skalldyrkultur- og fiskeindustri, er med å belyse hvorfor strandkrabben er listet blant en av verdens hundre mest fryktede invasjonssarter (Klassen og Locke, 2007, Grosholz, 2010).

Strandkrabben finnes i skjermede kyst- og elvemunninger, samt semi-eksponerte steinete kyster, og finnes vanligvis fra høyvannivået til dybder på 5-6 meter, men er også observert på 60 meters dyp (Klassen og Locke, 2007). Som voksen migrer den vanligvis til dypere vann (offshore) om vinteren, for så å vandre tilbake til grunnvannet (onshore) om sommeren (Atkinson og Parsons, 1973). Eldre krabber, med redusert aktivitet, vil fortrinnsvis oppholde seg i dypvannet (Crothers, 1968). Hunnkrabben oppholder seg generelt på dypere vann, noe som kan skyldes hunnens lavere fysiologiske toleranse sammenliknet med hannene (Reid et al., 1997). Hunnkrabben vil imidlertid vandre til kysten og fjæremålet i tiden ved skallskifte og paring, trolig for å unngå predasjon, da de er attraktive for predatorer i denne tiden (Crothers, 1968, Reid et al., 1997). Videre vil nedgravde hunnkrabber og parasitterte krabber



av begge kjønn vanligvis utelukkende oppholde seg under tidevannssonen, og hunnkrabben vandrer vanligvis til dypvannet før hannene om høsten (Crothers, 1968).

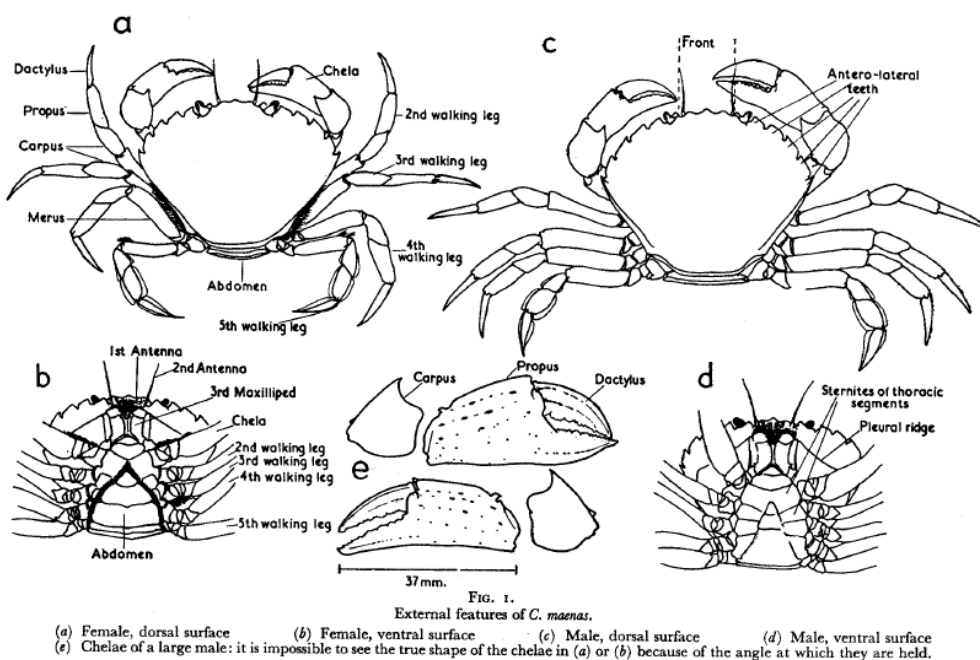
### 2.3.3. Fiske og bruksområder

Som nevnt innledningsvis, er strandkrabbe relativt lite brukt som mat i Norge, til tross for at den er ansett som en delikatesse- og fiskes kommersielt i deler av Europa, noe som har ført til overfiske i Portugal. Kommersielle fiskerier av strandkrabbe i Frankrike, Portugal og Spania har samlet sett gitt en andel på 900 tonn krabbe per år (Klassen og Locke, 2007).

Hovedsakelig benyttes strandkrabben til å koke kraft på, og de største klørne kan brukes som fingermat.

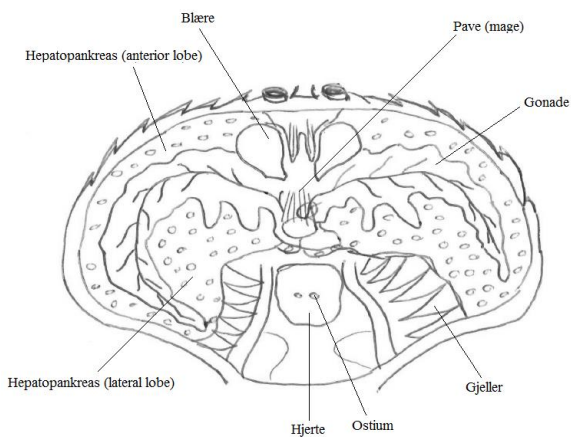
### 2.3.4. Anatomi

Kroppformen til krabber generelt er bred og relativt flat, med en tilbakedannet, delvis sammenvokst haleklaff uten halefinne som er innslått under abdomen (bakkroppen), og dekker tykktarmen og anus (van der Meeren et al., 2008, Hågvar, 2010, Aarnes, 2003). Ryggskjoldet, karapax, dekker hode og forkropp, og kan bli opp mot 6 cm i lengde, og 9 cm bredt for en voksen strandkrabbe (Klassen og Locke, 2007). Livslengden er 5-7 år i Europa (Warner, 1977). Kroppformen består av et hodeskjold som dekker hode og forkropp (toraks - bryst), en leddet hale, et par med klosakser i front, og fire par med gangbein (van der Meeren et al., 2008, Warner, 1977). Figur 2.3.1 viser en illustrasjon over strandkrabbens ytre morfologi (Crothers, 1967).



**Figur 2.3.1** – Illustrasjon av strandkrabbens morfologi (Crothers, 1967).

Haleklaffen til hannkrabben mer triangulær, smalere og spissere sammenliknet med hunnkrabben (figur 2.3.1). Utførselsåpningen for kjønnsorganene ligger hos hannkrabben på basisleddet av femte gangfotpar, hos hunnkrabben på det tredje gangfotparet (Sømme, 2015). Gonadene til både hann- og hunnkrabben er parrede organer, lokalisert like under ryggskjoldet, ved de fremre- og laterale sidene av hepatopankreas (figur 2.3.2). Gonadosomatisk indeks (GSI) gir et mål på gonadestørrelsen, standardisert for hel krabbevekt (formel 3.7.2). Videre har hannkrabben generelt bredere karapax, med relativt større klør og lengre bein sammenliknet med hunnkrabben (Crothers, 1967).



**Figur 2.3.2** – Forenklet skisse av strandkrabbens indre organer.

Kroppformen til infiserte hannkrabber vil endres i retning hunnlige trekk. Ved infeksjon av rotkrepsparasitten *Sacculina carcini*, vil parasitten forgreine seg inni krabben og gjøre den steril, samt påvirke den hormonelt slik at det utvikles bredere haleklaff (Larsen et al., 2013, Kristensen et al., 2012, Kjøie et al., 2000). Videre vil skallskiftet inhiberes, noe som hemmer videre vekst (Larsen et al., 2013). Infiserte krabber kan gjenkjennes av en myk, opptil 2,5 cm bred, gul-brun, sekkformet masse som er festet med en stilk til undersiden av halen (Kjøie et al., 2000) (figur 2.3.3).



**Figur 2.3.3** – Infisert strandkrabbe (Foto: privat)

Karapax og leddelte skall som dekker resten av kroppen, utgjør strandkrabbens eksoskjellet (Warner, 1977). Det beskytter mot skader og bidrar med muskelfester (Crothers, 1967). Ved stimulering av nerver i gangføtter og klør, kan musklene på hver side av en naturlig bruddflate nær kroppen trekke seg fra hverandre slik at ekskremitten faller av (van der Meeren et al., 2008). Den kan frastøtes ved muskulær aktivitet alene (autotomi), eller ved at den blir trukket av en ytre faktor (autospsy) (Crothers, 1967). Tapte lemmer blir regenerert (van der Meeren et al., 2008) med mindre krabben er terminal (kapittel 2.3.5.4).

Skallfargen til strandkrabben er varierende, og dannes i proteiner som binder opp fargeemner, som karotenoider (ofte astaxanthin) (van der Meeren et al., 2008). Oversiden varierer for begge kjønn fra brun til rød, mørk grønn, blå- eller grågrønn med mørkere marmorering, noen ganger med en bue av hvite prikker på hver side av midtlinjen; undersiden fra gulhvitt til rød (Christiansen, 1972, Klassen og Locke, 2007, Cohen, 2011). Like etter skallskiftet (kapittel 2.3.5.4) er strandkrabben ofte lys- eller mørk grønn på overflaten, med gulaktig underside. Gjennom skallskiftesyklusen blir eksoskjellet mørkere. Når det nærmer seg nytt skallskifte eller krabben blir terminal, er skallfargen ofte rødlig (Cohen, 2011). For hannkrabben er ikke forholdet mellom farge og skallskiftestadium like klart. Laboratorieobservasjoner har vist at noen hunner beholder rødfargen gjennom hele skallskiftesyklusen (Reid et al., 1997). I tillegg er det observert både røde og grønne strandkrabber i alle skallskiftestadier, slik at farge alene ikke benyttes som en indikator på skallskiftestadium (Reid et al., 1997). Eksempelvis må skallets tykkelse og graden av påvekst på eksoskjellet undersøkes (Warner, 1977, Haig, 2014) (kapittel 3.2.2). Generelt har røde hannkrabber tykkere eksoskjellet og er sterkere enn grønne hanner, noe som kan resultere i høyere parringssuksess for de røde hannene (Reid et al., 1997). For begge kjønn ser det ut til at rødfargede strandkrabber har lavere fysiologisk toleranse ovenfor stress som salinitetsvariasjoner, sammenliknet med grønnfargede strandkrabber (Lee et al., 2003). Det kan være årsaken til at røde hanner vanligvis unngår fjæremålet (Reid et al., 1997, Crothers, 1968, McGaw og Naylor, 1992).

### 2.3.5. Fysiologi

#### 2.3.5.1. *Respirasjon og sirkulasjon*

Strandkrabben utfører respirasjon ved diffusjon med sine ni par med gjeller (Crothers, 1967), som er lokalisert ved basis av gangbein og klør, dekket av karapax (van der Meeren et al., 2008) (figur 2.3.2). Etter oksygenopptak fra vannet via gjellene, bindes oksygen til hemocyanin i blodet, et kobber-holdig protein som binder reversibelt med oksygen, for videre transport til krabbens organer (Crothers, 1967). Blodkarsystemet i krepsdyr er åpent, slik at

blodet fraktes delvis i kar og mellom organer (Aarnes, 2003). Sirkulasjon av blodet medfører transport av respiratoriske gasser, næringsstoffer og metabolitter (van der Meeren et al., 2008), og er styrt av hjertekontraksjoner (Warner, 1977). Når hjertet slår, fraktes blodet ut i kroppen via arterier og returnerer tilbake til hjertet via gjellene (Warner, 1977).

#### 2.3.5.2. *Fordøyelsessystem og ernæring*

Strandkrabben er omnivor og livnærer seg av alt fra åtsler og alger til levende byttedyr (van der Meeren et al., 2008), som bløtdyr, andre krepsdyr og muslinger (Sømme, 2015). Ved spising benytter strandkrabben klør og gangbein til å holde fast og eventuelt grovfordele maten. Munndelene brukes for videre oppdeling og sortering av spiselige og uspiselig deler (van der Meeren et al., 2008). Fordøyelseskjertlene, hepatopankreas, ligger i forkant av mellomtarmen (figur 2.3.2), og fremmer enzymproduksjon, samt lagrer glykogen, fett og kalsium (van der Meeren et al., 2008). Ved eggproduksjon benyttes trolig energireserver fra hepatopankreas (Griffen et al., 2011).

#### 2.3.5.3. *Ekskresjon*

Ekskresjon hos krabber forekommer via antennekjertler, gjeller, urin og via tarmen (Weis, 2012, Polèo et al., 1997, van der Meeren et al., 2008). Ekskresjon via antennekjertlene opprettholder ionebalansen og regulerer vanntrykket i kroppen, noe som bidrar til relativt stor toleranse ovenfor salinitetsvariasjoner. Over gjellene forekommer det selektive transportmekanismer som også bidrar med å opprettholde ionebalansen (van der Meeren et al., 2008).

#### 2.3.5.4. *Vekst og reproduksjon*

Vekst hos krepsdyr som krabbe er en trinnvis prosess. Veksten forekommer like etter skallskiftet, før det nye skallet blir for hardt (van der Meeren et al., 2008), og ser ut til å være proporsjonal med temperatur (Warner, 1977). Mekanismen for skallskiftet er oppsvulming av kroppen ved vannopptak. Mellom skallskifter, tar krabben opp mindre mengder vann via gjellene for å balansere tap ved ekskresjon og diffusjon. Under skallskiftet, blir større volum vann tatt opp via svelget og absorbert av hepatopankreas. Overskuddet av vann tillater vevsvekst inntil alt vannet er erstattet. Veksten av kroppsvev og økte matreserver stimulerer nytt skallskifte for videre vekst (Crothers, 1967). Både veksten og skallskiftfrekvensen avtar når krabben blir større. Strandkrabben kan sitt første leveår skifte skall opptil tolv ganger om sommeren for å bli kjønnsmoden, etterfulgt av ett til to skallskifter de påfølgende årene (Warner, 1977). Når en strandkrabbe er fullvokst, kan den slutte å vokse og gå inn i en terminal tilstand, noe som kan være fordelaktig for store hanner (over 6 cm skallbrede), da

disse ofte vinner over kampen om hunnene (Warner, 1977). Parringsuksessen til terminale strandkrabber vil imidlertid gå på bekostning av lavere fysiologisk toleranse (Warner, 1977). Parring forekommer kort tid etter hunnkrabbens skallskifte, mens skallet fremdeles er mykt. Hannkrabben lokaliserer hunnen via luktsignaler (feromoner) som hunnen frigjør like før skiftet (Klassen og Locke, 2007), og bærer hunnkrabben under seg til hun skifter skall (Crothers, 1967). Under parringen overfører hannen spermpakker inn i hunnens eggledere, som bæres inntil innrogn dannes – generelt om høsten (Crothers, 1967). Strandkrabbens egg gytes vanligvis om vinteren ved at sperm presses ut sammen med eggene, som befruktes mens de overføres fra gonadene og ut til undersiden av haleklaffen (van der Meeren et al., 2008). Der festes de til svømmeføttene, og kan blir hengende i opptil flere måneder, inntil de klekkes (Klassen og Locke, 2007), typisk sent om våren eller tidlig sommer. Før eggene klekkes ligger hunnkrabben nedgravd i sanden og inntar lite mat (van der Meeren et al., 2008). Dette er i kontrast til tiden før gyting, når energireserver, gonader og det nye skallet må bygges opp (van der Meeren et al., 2008). Etter klekking kommer strandkrabben ut som en frittsvømmende zoealarve. Etter noen skallskifter når megalopa-stadiet, hvor flere lemmer er utviklet. Etter ytterligere skallskifter når det voksne utviklingsstadiet, hvor forkroppen vokser seg sterkere enn halepartiet, som bøyes inn under kroppen, samtidig som dyret går over til å leve på bunnen (Sømme, 2015).

#### 2.3.6. Opptak og distribuering av kadmium og andre tungmetaller

Strandkrabben kan i likhet med andre marine organismer akkumulere næringsstoffer så vel som miljøgifter gjennom matinntak, filtrering av vann via gjellene eller gjennom absorpsjon fra vannet via eksoskjellet (Klassen og Locke, 2007, Rainbow, 2002, Weis, 2012). Med akkumulering i organismer menes oppkonsentrering av stoffer som følge av relativt høyere opptaksrate enn ekskresjonsrate. I marine organismer akkumulerer kadmium lite i fisk (NIFES, 2014a, Vicente, 2009) sammenliknet med skalldyr (NIFES, 2014a) som strandkrabbe. I eksoskjellet kan metaller bindes til kitin (Keteles og Fleeger, 2001). De kan absorberes til overflaten av eksoskjellet eller bindes til den indre eksoskjellet-matrisen etter opptak (Keteles og Fleeger, 2001). I strandkrabben, som i menneskekroppen, vil kadmium i hovedsak bindes til metallothioneiner, som det finnes spesielt mye av i hepatopankreas (Pedersen et al., 1998, Weis, 2012, Polèo et al., 1997). Metaller kan også lagres i granuler i celler, for å forhindre videre skadevirkninger (Weis, 2012). Metallrike granuler fungerer som langtidslagring av essensielle- og ikke-essensielle metaller, mens

binding til metallothioneiner regulerer metallkonsentrasjoner på et kortere tidsaspekt (Wallace et al., 2000).

Ekskresjon av kadmium forekommer i liten grad for strandkrabben, og den biologiske halveringstiden for metallet er relativt lang i marine økosystemer (Ray, 1984, Rainbow et al., 1990). Bjerregaard et al. (2005) har gjennom et elimineringseksperiment anslått halveringstiden til å være 626 dager i hepatopankreas. Siden metaller lagres i eksoskjellet, er det foreslått at ekskresjon hos krepsdyr kan forekomme ved skallskiftet (Bergey og Weis, 2007). For strandkrabben er det imidlertid vist at opptaket av kadmium er forhøyet like etter skallskiftet (Bondgaard og Bjerregaard, 2005, Nørum et al., 2005). I de fleste oseaniske vann er kadmiumkonsentrasjonen så lav at metalloptaket tilsvarende vil være lavt, noe som medfører at vevsvekst vil kunne fortynne metallkonsentrasjonen (metallfortynning) slik at konsentrasjonen ikke øker merkbart med størrelse (Rainbow et al., 1990).

Den eksakte mekanismen for opptak av kadmium i akvatiske organismer er fremdeles ikke forstått (Wright, 1977, Pedersen og Bjerregaard, 2000), men resultater tyder på en interaksjon mellom kadmium- og kalsiumopptak. Da ioneradiusen til kadmium og kalsium er nesten identisk (Pedersen og Bjerregaard, 2000), kan sammenhengen mellom kalsium- og kadmiumopptak forklares av en mekanisme hvor disse metallene konkurrerer om de samme  $\text{Ca}^{2+}/\text{Cd}^{2+}$ -transportproteinene. Det er foreslått at divalente kadmium kationer fra vannet krysser overflateceller på gjellene via  $\text{Ca}^{2+}$ -kanaler i membranen hos marine organismer (Pedersen og Bjerregaard, 1995, Bondgaard og Bjerregaard, 2005). Assosiasjonen mellom kalsium- og kadmiumopptak er påpekt i sammenheng med skallskifteprosessen, da det er målt forhøyet opptak av både kalsium- og kadmium like etter skallskiftet (Bondgaard og Bjerregaard, 2005, Nørum et al., 2005). Krabber som nylig har skiftet skall må ta opp større mengder kalsium fra vannet for å sikre kalsifisering av det nye eksoskjelettet (Neufeld og Cameron, 1993, Greenaway, 1985), noe som trolig bidrar til feilaktig kadmiumopptak (Bondgaard og Bjerregaard, 2005, Nørum et al., 2005, Bondgaard et al., 2000).

Da omtrent 90 % av total kadmiummengde akkumulerer i hepatopankreas, og bare 4-5 % i gjellene – samt mindre mengder i hypodermis (cellelag like under skallet), eksoskjellet og muskler (Bondgaard og Bjerregaard, 2005, Bjerregaard et al., 2005, Bjerregaard og Depledge, 2002) – ser det ut til at hovedopptaket av kadmium kommer fra føden (Bjerregaard et al., 2005, Pedersen et al., 2014). Bjerregaard et al. (2005) hevder videre at opptaksraten av kadmium fra vannet til hepatopankreas er for lav til å forklare observerte variasjoner i kadmiumnivå i hepatopankreas.

## 2.4. Analyseteknikker

Kadmium ble analysert ved induktivt koblet massespektroskopi, ICP-MS, etter våtoppslutning av biologisk materiale i mikrobølgeovn.

### 2.4.1. Våtoppslutning prinsipp

For å analysere sporelementer i organisk materiale ved hjelp av ICP-MS overføres først prøvematerialet til væskeform med lav viskositet, noe som i denne oppgaven ble utført ved mikrobølgeassistert syreoppslutning/våtoppslutning. Ved syreoppslutning tilsettes konsentrert syre for å bryte organiske bindinger i molekylene slik at sporelementene frigjøres som ioner i løsning. Tilførsel av varme ved bruk av mikrobølgeovn fremskynder prosessen.

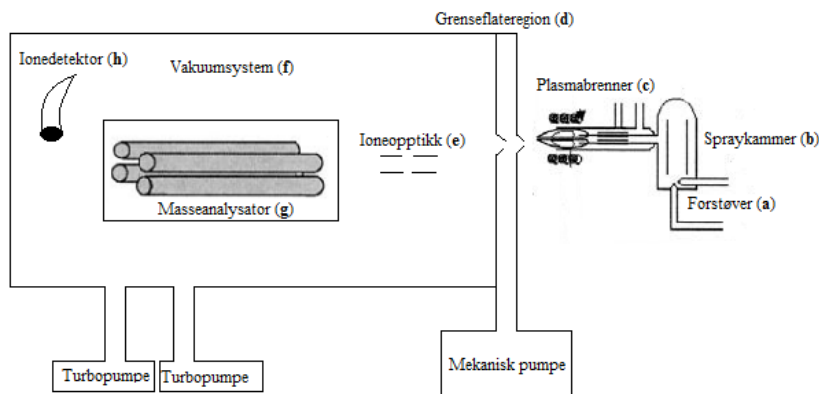
Arbeidsprinsippet for metoden er at forskjellige stoffer absorberer mikrobølgeenergi ulikt, slik at energien som må tilføres for å oppnå en gitt temperatur avhenger av stoffene som skal varmes. Metaller reflekterer mikrobølgene, mens vann absorberer mikrobølgeenergien. Dette fører til at permanente dipoler i molekyler som vann, roterer i det skiftende elektriske feltet og kolliderer med andre molekyler slik at den kinetiske energien og dermed temperaturen i væsken øker. I tillegg vil det elektriske feltet føre til at oppløste ioner kolliderer med omkringliggende molekyler, noe som også fører til økt kinetisk energi, og temperatur (NIFES, 2014b). Til tross for at metaller reflekterer mikrobølger, vil det grunnet tilsatt vann og syre skje en oppvarming i hele mediet, noe som resulterer i at molekylene og ionene i løsningen dekomponeres (NIFES, 2016d).

### 2.4.2. ICP-MS prinsipp

I atomspektroskopi dekomponeres en substans til atomer i en flamme, ovn, eller et plasma (en gass som er varm nok til å inneholde ioner og frie elektroner), noe som muliggjør kvalitativ og kvantitativ analyse av elementær sammensetning i en prøve. ICP-MS er en form for atomspektroskopi, der prøven dekomponeres til atomer i et plasma. Noen av atomene vil videre ioniseres, og føres videre til massespektrometeret for separasjon og kvantifisering i henhold til deres masse og ladning. Den høye temperaturen i plasmaet gjør at de fleste elementer kan eksiteres og dermed kvantifiseres (Harris, 2010). Formålet med ICP-MS er å kartlegge elementkonsentrasjoner i prøver, ved å studere masse-til-ladning forholdet til atomer, molekyler, eller fragmenter av molekyler. Kvantifiseringen som tillates ved ICP-MS spanner fra ppt-området til det høyeste ppm-nivået. Dette gjør teknikken attraktiv sammenlignet med andre spormetall-teknikker. Bruken av ICP-MS har økt betraktelig, grunnet metodens evne til multielementanalyse, høy sensitivitet, relativt rask analysetid, lav deteksjonsgrense, samt isotopisk evne (Thomas, 2013, McCurdy og Potter, 2002). Den

isotopiske evnen er en følge av at ionene filtreres på deres masse-til-ladning forhold, slik at isotopisk informasjon kan gis, da ulike isotoper av samme element har ulike masser (PerkinElmer, 2011).

Hovedkomponentene som utgjør ICP-MS-designet består av en forstøver, spraykammer, plasma, grenseflateregion, ioneoptikk, vakuumsystem, masseanalysator og detektor (Thomas, 2013). Ved videre beskrivelse refereres det til bokstavhenvisningene i figur 2.4.1.



**Figur 2.4.1** – Skisse over ulike instrumentelle komponenter i ICP-MS.

Prøven, som vanligvis er i væskeform, introduseres ved omtrent 1 ml/min til en forstøver (a), som konverterer prøven til fine aerosolpartikler med en gass, vanligvis argon (Downard, 2004). De fine aerosoldråpene (1-2 % av prøven) separeres fra større dråper i spraykammeret (b), og føres videre inn i en plasmabrenner (c) via en prøveinjektor (Thomas, 2013). Her vil aerosolpartiklene tørkes, dekomponeres og dissosieres til individuelle atomer som deretter ioniseres. Etter at prøvemolekyler er transformert til gassfaseioner i plasma, vil de akselereres av et elektromagnetisk felt gjennom et vakuumsystem (f), før masseanalysatoren (g) separerer ionene basert på deres masse-til-ladning forhold ( $m/z$  ratio). Deretter detekteres ionene av en detektor (h) som omdanner ionene til elektriske signaler, som tas opp og prosesseres av et datasystem. Signalene prosesseres videre for dannelsen av tilhørende massespekter – en graf av antallet ioner detektert som en funksjon av deres masse-til-ladning forhold (Thomas, 2013, Pavia et al., 2009). Arealet av hver topp vil være proporsjonalt med forekomsten av analytt i prøvematerialet (Harris, 2010).

### 2.4.3. ICP-MS instrumentelt

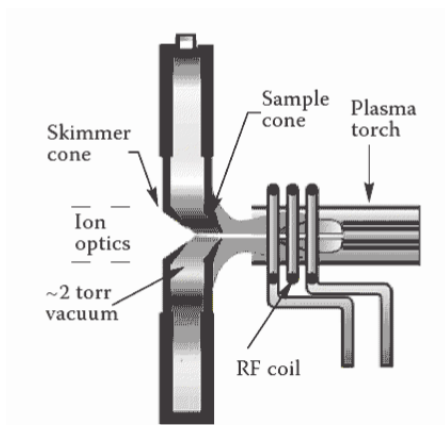
Instrumentet som ble brukt for analyse var Thermo Scientific iCAP Q, med autosampler, kollisjonscelle og kvadropol massespektrometer. Videre beskrivelse av instrumentell oppbygging av ICP-MS vil baseres på dette instrumentet.



Hovedfunksjonen ved prøveintroduksjonssystemet (a og b, figur 2.4.1) er å generere fine aerosolpartikler av prøven. På iCAP Q benyttes det en mikroflow-forstøver. Denne er effektiv selv ved lav flyt av prøve ( $< 0,1$  mL/min) (Thomas, 2013). Funksjonen til spraykammeret er primært å dissosiere større dråper fra prøveaerosolen, slik at bare de minste dråpene sendes videre til plasma. På iCAP Q er spraykammeret syklonisk. Sykloniske spraykammer benytter sentrifugalkraften på flyten av prøveaerosol og argongass, slik at større dråper dissosierer ut gjennom et avløp, mens små aerosoler sendes med gasstrømmen videre inn i plasma (Thomas, 2013).

Plasma består av en plasmabrenner, en radiofrekvens spiral og en kraftforsyning (c, figur 2.4.1). Plasmabrenneren består videre av tre kvartsrør, samt prøveinjektoren. I brenneren produseres plasma av en strøm av argonatomer. I enden av plasmabrenneren er det festet en kobberspole påsatt en radiofrekvens som danner et elektromagnetisk felt rundt kvartsrøret (Thomas, 2013), slik at plasmaet oppnår en temperatur på 6000-7000 °C (NIFES, 2016a). Argongass som flyter gjennom røret blir så påført en høyspent gnist, slik at noen av elektronene fjernes fra deres argonatomer. Elektronene samles så opp og akselereres i det magnetiske feltet, kolliderer med andre argonatomer og genererer på den måten flere elektroner. Kollisjoner mellom argonatomer og elektroner fortsetter i en kjedereaksjon slik at det dannes et stabilt plasma av høyenergetisk argon. Deretter introduseres prøveaerosolen fra spraykammeret til plasma, slik at prøven dekomponeres og ioniseres. Ioniseringen oppnås hovedsakelig ved kollisjon av prøveatomer i grunntilstanden med høyenergetiske argonelektroner, og til en mindre grad med argonioner. Deretter sendes ionene videre inn i grenseflateregionen (Thomas, 2013).

I grenseflateregionen (figur 2.4.2) transporteres ionene fra plasma til analyseregionen i massespektrometeret. Plasma holder høyere trykk og temperatur enn vakuemet og romtemperaturen som kreves i ionelinsene og kvadropolfilteret i massespektrometeret (Thomas, 2013). Av den grunn er det utfordringer ved overføring av prøve fra plasma til massespektrometeret. På iCAP Q overføres ionene via grenseflateregionen ved hjelp av to avkjølte nikkelloner («sampler cone») og en «skimmer cone». Konene har små åpninger («skimmer cone» er både mindre i størrelse, og har mindre åpning enn «sampler cone») som fungerer ved å redusere vakuumtrykket, samt å fokusere ionestrålen slik at den kan passere inn i ioneoptikken etter utsendelse fra «skimmer cone» (Thomas, 2013).



**Figur 2.4.2** – Skisse av grenseflateregionen (Thomas, 2013).

Ioneoptikken er plassert mellom plasma og massespektrometeret (e, figur 2.4.1), og består av en eller flere ionelinser, omgitt av vakuum, som elektrostatiske fører analyttionene fra grenseflateregionen til masseanalysatoren. Ioneoptikken benyttes fordi at de positive ionene i ionestrømmen har en naturlig tendens til å frastøte hverandre. Om en ikke hadde gjort noe for å motarbeide denne effekten, ville ionene med høyest masse-til-ladning forhold dominert sentret av ionestrømmen, og dermed tvunget de lettere ionene til utsiden. Ved å elektrostatiske føre ionene av interesse tilbake til midtpunktet av ionestrømmen unngår man dette problemet (Thomas, 2013). Ioneoptikken fungerer også ved å hindre partikler, nøytrale forbindelser og fotoner fra å nå masseanalysatoren og detektoren, da disse kan føre til ustabilitet og bakgrunnsstøy. På iCAP Q er det satt opp en fysisk barriere i form av et linsesystem kalt right-angle positive ion deflection system (RAPID system). Systemet benytter en enkelt ionelinse påsatt strøm, som avleder den positive ionestrømmen 90°, slik at partikler og fotoner skilles ut gjennom den hule linsen og pumpes ut av massespektrometeret (Thomas, 2013).

Kollisjons-reaksjonscellen er plassert før masseanalysatoren, og har som oppgave å redusere interferens fra plasma, matrikskomponenter eller løsemiddel og syre brukt i prøveopparbeidingen, da disse kan ha samme masse-til-ladning forhold som ønskede analyttioner (PerkinElmer, 2011, Thomas, 2013). På iCAP Q brukes kollisjonscelle med helium som kollisjonsgass (NIFES, 2014c), og interferensen reduseres ved kinetisk energidiskriminering (KED). Ved KED separeres ioner på deres ioneenergi. Når analytter og plasma/matriks-baserte interferenser når kollisjonscellen, vil interferensmolekylene (som er større enn analyttionene) kollidere flere ganger med kollisjonsgassen, noe som reduserer deres tilhørende kinetiske energi sammenlignet med analyttionene. En energibarriere er satt opp i

enden av kollisjonscellen, og denne justeres slik at kun analyttioner med høy energi passerer inn i masseanalysatoren (Thomas, 2013).

Det finnes flere typer masseanalytatorer/massefilter, deriblant magnetisk sektor, kvadropol og time-of-flight (Pavia et al., 2009). På iCAP Q benyttes et kvadropol-massespektrometer, plassert mellom kollisjonscellen og detektoren (g, figur 2.4.1). Kvadropolen består av et sett med fire parallelle, sylindriske stålstrenger. Likestrøm og radiofrekvens er påsatt til kvadropolen, slik at det dannes et oscillerende elektrostatisk felt i regionen mellom stålstrengene. Avhengig av forholdet mellom radiofrekvensamplituden og likestrømmen, vil ioner oppnå oscillasjon i feltet. Ved å velge en spesifikk spenning vil ioner med korrekt masse-til-ladning forhold holdes stabile gjennom kvadropolen og passere inn i detektoren (Pavia et al., 2009).

De fleste ionene generert fra prøvematerialet elimineres av kvadropolstengene, og vil ikke nå detektoren. Derfor må detektoren (h, figur 2.4.1) forsterke de små elektriske signalene slik at de blir målbare (Pavia et al., 2009). For iCAP Q-instrumentet utføres dette ved bruk av en elektronmultiplikator. Når et ion treffer overflaten på elektronmultiplikatoren, vil to elektroner avgis. Forskjell i elektrisk potensial mellom begynnelse- og slutt på detektoren vil dermed føre til at elektronene når lenger inn i elektronmultiplikatoren, hvor hvert elektron treffer overflaten igjen, slik at det frigjøres to elektroner til. Eskaleringen av elektronfrigjøring fortsetter til enden av elektronmultiplikatoren, slik at det dannes en målbar puls som analyseres og prosesseres av et datasystem (Pavia et al., 2009).

## 2.5. Kvalitetssikring

For å minimere kilder til usikkerhet og eksperimentelle feil i analyseresultatene, er det avgjørende med kvalitetssikring av arbeidet (Harris, 2010). Intern kvalitetssikring på laboratoriet involverer kontinuerlig, kritisk evaluering av laboratoriets egne analytiske metoder og arbeidsrutiner (Hovind et al., 2011) gjennom en rekke ulike prosedyrer.

Eksperimentelle feil klassifiseres enten som systematiske eller tilfeldige. Førstnevnte er et resultat av feil i instrument eller metode, og er således reproducerbare og vanskelige å oppdage, noe som kan føre til forhøyede eller for lave måleresultater. Tilfeldig feil skyldes ukontrollerte variabler i målingene. Disse vil alltid være tilstede og kan ikke korrigeres for. Slike feil har lik mulighet for å være både positive eller negative (Harris, 2010).

### 2.5.1. Presisjon, riktighet og nøyaktighet

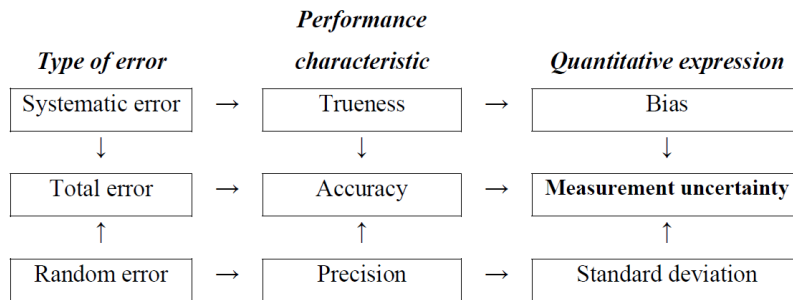
Presisjon illustrerer reproducerbarheten til et resultat, og uttrykker dermed spredningen i resultatene. Dersom en måler en kvantitet flere ganger (av samme prøve, etter samme metode), og verdiene er i god overensstemmelse med hverandre, kan man anse metoden som presis. Standardavviket, SD, kan benyttes som en evaluering av presisjon (Menditto et al., 2007), det lavt SD indikerer god presisjon.

Riktighet beskriver graden av overensstemmelse mellom gjennomsnittsverdien oppnådd fra et større antall testresultater og en akseptert referanseverdi. Det er et mål på systematisk feil i metoden, og kan være vanskelig å korrigere for (Menditto et al., 2007). Analyse av sertifisert referansemateriale, SRM, kan benyttes for å kontrollere metodens riktighet, da kvantiteten av analytt i SRM er sertifisert til å ligge i et bestemt område (Harris, 2010) (kapittel 2.6.3). Systematiske feil og riktighet kan også bestemmes ved å sammenlikne analyseresultater fra en referansemetode med resultater fra sammenlignende laboratorieprøving (SLP)/ringtester (NMKL, 2011).

Nøyaktighet er en kvalitativ karakteristik som beskriver hvor nær en målt verdi er i forhold til den «sanne» verdien. Nøyaktighet inkluderer både riktighet og presisjon. Et kvantitativt estimat på nøyaktigheten til et resultat er essensielt for å kunne definere graden av konfidens- og påliteligheten til analyseresultater. Et slikt parameter er metodens måleusikkerhet (Menditto et al., 2007).

### 2.5.2. Måleusikkerhet

Måleusikkerheten skal beskrive usikkerhet forbundet med systematiske feil i forhold til metode og laboratoriearbeid, samt tilfeldige feil knyttet til reproduserbarheten av resultater. I tillegg er dag-til-dag-variasjoner knyttet til både systematiske- og tilfeldige feil, inkludert i måleusikkerheten (Hovind et al., 2011). Figur 2.5.1 viser komponentene som bygger opp måleusikkerheten, samt deres relasjon (Menditto et al., 2007). Resultat og måleusikkerhet vil til sammen utgjøre den analytiske verdien (NMKL, 2011).



**Figur 2.5.1** – Skjematisk oversikt som viser forhold mellom ulike typer eksperimentelle feil (Menditto et al., 2007)

### 2.5.3. Kontrollprøver og kontrollkort

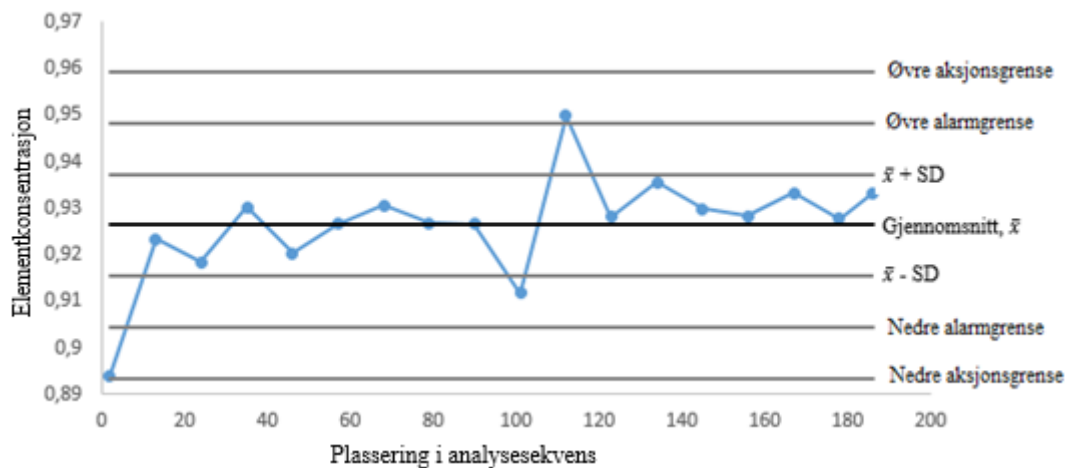
Sertifiserte referansematerialer (SRM) med kjent sann/teoretisk verdi av analytt, benyttes som analytisk kvalitetskontroll for å estimere metodens riktighet eller systematiske feil (NMKL, 2011). For å verifisere resultatene ved bruk av SRM, bør matrisen og analyttkonsentrasjonen til SRM og prøvematerialet være så lik som mulig (Harris, 2010). Periodiske analyser av SRM er nyttig for å demonstrere kontinuerlig pålitelighet (Harris, 2010), og kan benyttes for å si noe om metodens riktighet, og for å vurdere om systematiske feil er tilstedeværende. I praksis utføres dette ved evaluering av resultatene ved bruk av kontrollkort (figur 2.5.2). Sertifiserte referanseverdier, med tilhørende usikkerheter, er utarbeidet fra omfattende analysearbeid fra forskjellige laboratorier.

Blankprøver avslører kontaminering fra andre forbindelser enn analytt, og kontrollerer at analytt ikke er tilført prøven under prøveopparbeidelse eller analyse. De kan også benyttes for å bestemme deteksjonsgrensen (LOD) og kvantifiseringsgrensen (LOQ) (Harris, 2010).

Deteksjonsgrensen er den laveste mengden analytt som kan bestemmes, mens kvantifiseringsgrensen er den laveste mengden analytt som kan bestemmes kvantitativt med metodens fastsatte måleusikkerhet (NMKL, 2011). Hyppige målinger av blankprøver vil kunne oppdage overlapp fra én prøve til den neste i instrumentet. Blankprøver er spesielt

viktige ved sporstoffbestemmelse, da kontamineringsrisikoen her er stor. De vil for øvrig ikke korrigere for kontaminering som kan ha oppstått ved innsamling og opparbeiding av prøvemateriale (NMKL, 2011).

Et kontrollkort er en visuell presentasjon av konfidensintervaller for en normalfordelt kurve (omtrent 95 % av verdiene innenfor  $\pm 2$  SD, og 99,7 % er innenfor  $\pm 3$ SD), som illustrert i figur 2.5.2. Kontrollverdier plottes inn i kontrollkortet, slik at en kan undersøke om målingene er innenfor gitte grenseverdier (Hovind et al., 2011). Ved analyse av SRM, loggføres resultatene i kontrollkortet, slik at de målte SRM-verdiene kan sammenlignes med tidligere verdier opparbeidet med samme instrument på samme laboratorium. Resultatene fra SRM-analysen bør være innenfor alarmgrensen ( $\pm 2$ SD) og aksjonsgrensen ( $\pm 3$ SD). Dersom en verdi ligger utenfor aksjonsgrensen på ett av elementene, kan denne godtas for analysemetoden anvendt i dette prosjektet, dersom andre kontrollmaterialer analysert samme dag ligger innenfor gjeldene regler (NIFES, 2016b).

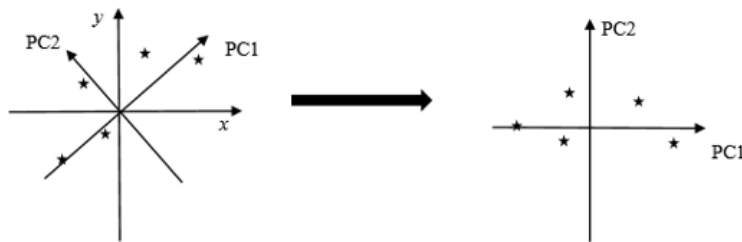


**Figur 2.5.2** – Eksempel på kontrollkort ( $SD = \text{standardavvik}$ ,  $\bar{x} \pm 2SD = \text{aksjonsgrense}$  og  $\bar{x} \pm 3SD = \text{alarmgrense}$ ).

## 2.6. Statistikk

### 2.6.1. Prinsipalkomponentanalyse (PCA)

Prinsipalkomponentanalyse, PCA, er en flervariabel statistisk analysemetode som anvender ortogonal transformering til å analysere strukturer av korrelasjoner i et datasett for å komprimere store datamengder slik at datamaterialet blir lettere å tolke (Nortvedt et al., 1996). Ved transformasjon finnes de retningene i et datasettet som maksimerer variansen som blir forklart med noen få prinsipalkomponenter (PC) (Härdle og Simar, 2015). Først bestemmes PC1, som er den retningen som maksimerer variansen på tvers av målingene. Deretter projiseres målingene ned på PC1 og residualen mellom det projiserte punktet og originalpunktet blir med videre i analysen. Retningen som har størst varians blir så funnet i residualsettet, denne retningen vil da bli PC2. Informasjonen i PC2 vil deretter bli projisert bort fra datasettet som for PC1. Prosedyren gjentas til all varians er forklart (Nortvedt et al., 1996). Transformasjonen mellom x-y-planet og PC1-PC2-planet er illustrert i figur 2.6.1.



**Figur 2.6.1** – Skisse som viser transformasjon av datasett med fem målepunkter fra x-y-planet og over til PC1-PC2-planet.

Etter å ha komprimert datasettet ved PCA, kan dataene fremstilles ved eksempelvis skår- og ladningsplott. Skårplott viser sammenhengen mellom ulike objekter/prøver, og lages ved å plote skårene i et koordinatsystem med prinsipalkomponentene som akser (Nortvedt et al., 1996). Objekter som er lokalisert tett med hverandre vil være korrelert og beskrive liknende variasjon langs en prinsipalkomponent (Martens og Martens, 2001), mens mer forskjellige målinger vil havne lenger fra hverandre. En vinkel over  $90^\circ$  indikerer positiv korrelasjon, mens en vinkel på  $180^\circ$  visert til negativ korrelasjon. Dersom vinkelen mellom objektene er ortogonal ( $90^\circ$ ), vil det ikke være noe felles informasjon/korrelasjon mellom disse. Tilsvarende vil et ladningsplott vise sammenhenger mellom de ulike variablene (Martens og Martens, 2001). Et PCA-biplott kombinerer skår- og ladningsplott og viser således sammenhenger mellom objekter og variabler, det vil si hvilke variabler som er korrelert til hverandre og hvilken type variasjon mellom objektene disse variablene kan knyttes til.

Da prinsipalkomponenter er avhengige av skalaen man har på variablene, vil analysen være påvirket av enhetene. Dersom alle variablene blir gitt samme enhet og variasjonen er omtrent lik (som i spektroskopi), kan dataene benyttes som de er (Nortvedt et al., 1996). Ved svært forskjellig varians på de aktuelle variablene kan det imidlertid være nødvendig å forbehandle variablene med skalering før analyse (Nortvedt et al., 1996).

#### 2.6.2. Delvis minste kvadraters metode (PLS)

Delvis minste kvadraters metode (PLS) en multivariat statistisk metode som finner de lineære kombinasjonene av variablene som maksimerer kovariansen mellom variablene og responsen (Kuhn og Johnson, 2013). I likhet med PCA, forbehandles dataene ved sentrering og skalering (Kuhn og Johnson, 2013). I motsetning til PCA, benytter PLS seg av variasjoner mellom grupper og innad i grupper (Barker og Rayens, 2003). Dette gjør PLS å foretrekke fremfor PCA om en skal klassifisere grupper med forskjellig varians mellom og innad i gruppene, ettersom PCA utelukkende finner retninger som maksimerer den forklarte variansen uten å ta hensyn til om det er mellom gruppene, innad i gruppene eller en retning i mellom (Kuhn og Johnson, 2013, Barker og Rayens, 2003).

#### 2.6.3. Variasjonsanalyse (ANOVA)

Enveis ANOVA tester effekten av én enkelt faktor (som kjønn) på en variabel (som kadmiumkonsentrasjon). To-faktor ANOVA tester om det er signifikant effekt blant nivåene av faktorer som har mer enn to nivåer. Dersom ANOVA benyttes til å teste følgende nullhypotese:  $H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_k$ , med det resultat at nullhypotesen skal forkastes, kan man ikke vite hvor mange forskjeller som finnes, eller hvor de befinner seg blant  $k$  populasjonsgjennomsnittene (Zar, 1999). Dermed kan Tukeys post hoc test benyttes for å bestemme hvor eventuelle forskjeller forekommer. I likhet med ANOVA, har Tukey testen underliggende antakelser om populasjonsnormalitet og homogen varians (Zar, 1999). For å transformere ikke-normalfordelte data kan en benytte Box-Cox-transformering som kombinerer flere ulike transformasjoner, sammenliknet med kun å bruke kvadratrot, logaritmisk eller invers, noe som medfører en optimalisert transformering (Osborne, 2010). I tillegg til krav om normalitet og homogenitet, forutsetter både ANOVA og Tukey testen liknende populasjonsstørrelser, til tross for at begge testene ser ut til å være relativt robuste mot avvik fra antakelsene (Zar, 1999, Osborne, 2010).



#### 2.6.4. Kovariansanalyse (ANCOVA)

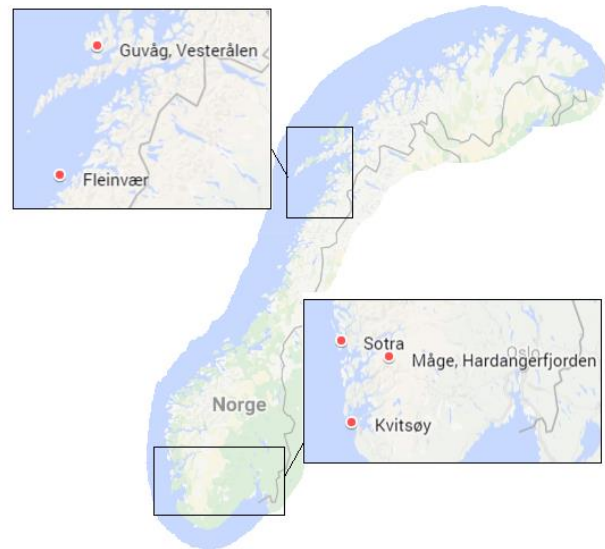
Kovariansanalyse, ANCOVA, er en ekstensjon av ANOVA, som statistisk kontrollerer for den lineære effekten av variabler som en ikke ønsker å eksaminere i en variasjonsanalyse. Slike variabler kalles kontrollvariabler/kovariater. ANCOVA fjerner kovariater fra listen av mulige forklaringer på variansen i den avhengige variabelen (eksempelvis kadmium). Dette gjøres ved statistiske teknikker, som regresjon, for å korrigere for effekten av kovariater, heller enn direkte eksperimentelle metoder for å kontrollere variablene. ANCOVA kan således benyttes for å fjerne effekten av noen variabler på den avhengige variabelen av interesse (Vogt, 2005). Ved å statistisk kontrollere for variasjonen som følge av kovariaten kan en øke nøyaktigheten i analysen ved å redusere feilaktig variasjon.

Nullhypotesen og den alternative hypotesen for ANCOVA er lik som for ANOVA, men populasjonssnittene i gruppene av interesse er blitt justert for kovariaten. I tillegg til antakelsene som gjelder for ANOVA, er det for ANCOVA en antakelse at forholdet mellom kovariaten og den avhengige variabelen er lineært. I tillegg skal kovariaten være upåvirket av andre uavhengige variabler (Rutherford, 2000).

### 3. Eksperimentelt

#### 3.1. Prøveinnsamling

Strandkrabbene ( $n = 227$ ) ble samlet inn fra Kvitsøy, Sotra og Hardangerfjorden (Måge) i sør, samt Vesterålen (Guvåg) og Fleinvær i nord (figur 3.1.1). Samtlige prøvelokaliteter, med unntak av Måge i Hardangerfjorden, ble antatt å være ikke-forurensede. Måge er lokalisert omtrent 13 km fra sinkanlegget Boliden Odda i Sørfjorden/Hardangerfjorden, som har hatt industrielle utslipp til fjorden siden 1929 (kapittel 2.2.5).



**Figur 3.1.1** – Kart over fangstlokalitetene Kvitsøy, Sotra, Hardangerfjorden, Fleinvær og Vesterålen.

Strandkrabbene ble fanget i sjøkrepsteiner på 1-5 meters dyp. Ved fiske over 2-3 dager ble krabbene oppbevart i samleiner uten tilgang til mat. Krabber fra Kvitsøy, Sotra og Hardangerfjorden ble transportert til NIFES med bil, pakket i emballasje med tang/tare og luftehull. Krabbene fra Fleinvær og Vesterålen ble sendt som «over-natten ekspress»-post, oppbevart i emballasje med luftehull, tang/tare og kjøleelement. For å svare på problemstillingene i prosjektet, ble det samlet inn strandkrabber til fem eksperimenter, som beskrevet fortløpende.

##### 3.1.1. Eksperiment 1: Geografisk kadmiumvariasjon

For å undersøke hvordan kadmiumkonsentrasjonen i strandkrabbe varierer langs norskekysten, ble det samlet inn like mange krabber ( $n = 30$ ) av omtrent samme størrelse (skallbredde  $6,19 \pm 0,74$  cm (snitt  $\pm$  SD)) fra Kvitsøy (25.-26. mars), Sotra (16.-18. april), Fleinvær (6.-8. mai) og Vesterålen (27.-29. mai). Det var like mange hann- og hunnkrabber i hver gruppe, med unntak av krabbene fra Fleinvær, der 27 av 30 var hanner. Ved disseksjon ble vevsprøver av hepatopankreas, klokjøtt og innrogn tatt ut for elementanalyse.

##### 3.1.2. Eksperiment 2: Kadmiumnivå i strandkrabber fra miljøforurenset fjord

17 strandkrabber (skallbredde  $3,9 \pm 1,2$  cm) ble samlet inn fra Måge i Hardangerfjorden for å vurdere sammenhengen mellom miljøforurensing og kadmiumakkumulering. Strandkrabbene ble grunnet dårlig fangst fisket over tre helger (15.-17. april, 29.-1. mai og 20.-22. mai). To av krabbene fra Hardangerfjorden var hunner. Ved disseksjon ble vevsprøver av hepatopankreas fra samtlige krabber tatt ut for elementanalyse.

### 3.1.3. Eksperiment 3: Effekt av fysiske parametere på kadmium, med spesielt vekt på krabbestørrelse

For å undersøke sammenhengen mellom strandkrabbenes fysiologiske tilstand og kadmiumnivå, ble flere fysiske parametere registrert for samtlige strandkrabber (kapittel 3.2.2). For å studere om spesielt krabbestørrelse påvirker kadmiumkonsentrasjon, ble det fra Sotra og Vesterålen samlet inn ytterligere 30 krabber med skallbredde fra 2,96 til 8,82 cm ( $6,1 \pm 1,2$  cm). Detaljert oversikt over størrelsesgruppering og antall krabber av hvert kjønn er vist i tabell 4.2.1. Ved disseksjon ble vevsprøver av hepatopankreas fra samtlige krabber tatt ut for elementanalyse.

### 3.1.4. Eksperiment 4: Sesongvariasjon i kadmium

For å studere sesongvariasjon i kadmiumnivå, ble Sotra-krabbene fra eksperiment 1 sammenliknet med strandkrabber av omtrent samme størrelse (skallbredde  $6,06 \pm 0,49$  cm) fra samme lokalitet, fisket i slutten av august (27.-29. august). For begge prøveinnsamlingene ble det samlet inn 30 strandkrabber, like mange av hvert kjønn. Krabbene som ble fisket før sommeren betegnes heretter som Sotra-april, mens krabbene fra sensommeren refereres til som Sotra-august. Som for eksperiment 1, ble vevsprøver av hepatopankreas, klokjøtt og innrogn fra samtlige krabber tatt ut for elementanalyse.

### 3.1.5. Eksperiment 5: Kadmiumnivå i strandkrabbesuppe

Et større antall strandkrabber med liknende kjønnsfordeling og størrelsesorden som analyserte enkeltkrabber ble samlet inn fra Sotra-august og Vesterålen for tillaging av strandkrabbesupper. Fra Sotra ble det samlet inn 30 strandkrabber, like mange av hvert kjønn (skallbredde  $6,17 \pm 0,35$  og  $5,78 \pm 0,44$  cm for henholdsvis hann- og hunnkrabbene). Fra Vesterålen var utvalget begrenset til 15 hannkrabber (skallbredde  $7,43 \pm 0,22$  cm). For å undersøke hvor mye kadmium som ble overført fra strandkrabbene til suppeprøvene, ble målt kadmiumkonsentrasjon i Sotra-suppene sammenliknet med kadmiumnivåene i analyserte strandkrabber fra Sotra-august, og konsentrasjonen i Vesterålen-suppene ble sammenliknet med de store strandkrabbene fra Vesterålen (tabell 4.3.1).

## 3.2. Prøveopparbeiding

### 3.2.1. Forprosjekt

I forkant av prosjektet ble strandkrabber fra Askøy og Kvitsøy dissekert ferske for å undersøke parametere som skallskiftestadium, gonademodning, matfylde og tetthet. Dette for å legge grunnlaget for forbehandlingen av krabbene som beskrevet i videre kapittel.

### 3.2.2. Disseksjon og bestemmelse av fysiske parametere

Samtlige krabber fra hver lokalitet ble dissekert ferske ved prøvemottaket på NIFES etter ankomst. For hver krabbe til eksperiment 1-4 ble flere fysiske parametere registrert for å undersøke sammenheng med kadmiumnivå. Samtlige krabber ble kjønnsbestemt og veid. Eventuell påvekst på eksoskjellet, antall gangbein og klør, samt skallfarge ble notert før strandkrabbene ble avlivet på en human måte ved å ødelegge det største ganglion ved å stikke en syl i sentrum under abdomen (WHO/FAO, 2012, Baker, 1955). For å redusere dyrets motorikk og gjøre det lettere å treffe riktig, ble krabbene nedkjølt et par timer i kjøleskap før avlivning. Skallfargen til strandkrabbene ble rangert fra 1-5, der 1 = grønn, 2 = brun, 3 = svart, 4 = oransje og 5 = rød. Krabbene ble åpnet ved å fjerne fotstøtet fra skallet. Deretter ble skallbredden målt med skyvelær, som avstanden mellom tuppen av de to mest laterale ryggskjold-taggene (figur 3.2.1).



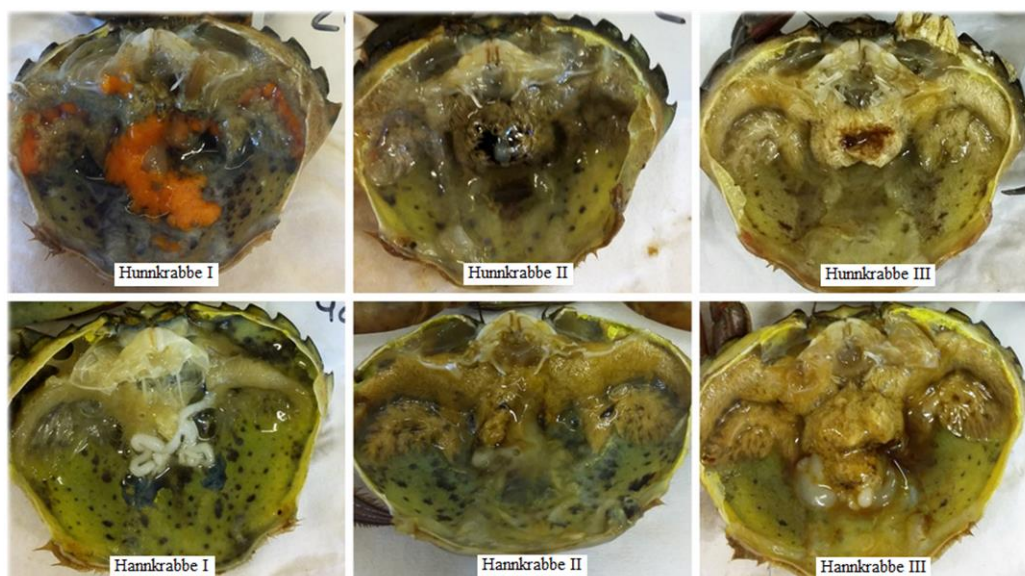
**Figur 3.2.1** – Måling av skallbredde ved bruk av skyvelær (Foto: privat)

Strandkrabbenes skallskiftestadium ble rangert fra 1-4, der 1 = en krabbe som svært nylig har skiftet skall, 2 = nylig skiftet, 3 = mellomstadium («intermoult»), 3,5 = terminal og 4 = en krabbe som klargjøres for nytt skallskifte («premoult»). Skallskiftestadiene ble bestemt som vist i tabell 3.2.1.

**Tabell 3.2.1** – Bestemmelse av strandkrabbenes skallskiftestadium, modifisert etter Warner (1977) og Haig (2014).

Skallskifte- stadium	Beskrivelse	Kjennetegn
1	Nettopp skiftet	Mykt, tynt eksoskjellet uten påvekst som gir noe etter for trykk, veldig skarpe gangbein.
2	Nylig skiftet	Deler av eksoskjellet er rigid (eksempelvis klosaksene som nå brekkes av heller enn å bøyes dersom kraft tilføres), generelt deformerbart uten å knuse, ikke påvekst eller skarpe gangbein.
3	Mellomstadium («Intermoult»)	Bortimot helt eller komplett rigid eksoskjellet, mindre skarpe gangbein. Skallet kan være skadet, muligens noe påvekst.
3,5	Terminal	Et undernivå av stadium 3: membranlaget svært fastsittende til resten av eksoskjellet, vanligvis stor grad av påvekst inkludert tubeormer og større rur, manglende lemmer, hull, vanligvis noe ubehagelig lukt og undersidehår dekket med biofilm. Ofte rødfarget.
4	Klar for nytt skifte («Premoult»)	Vanligvis stor grad av påvekst også i dette stadiet, epidermis serpareres fra membranlaget og nye «spines» utvikles i kjernen av de gamle. Etter hvert blir det gamle membranlaget degenerert til et gelatinaktig lag og resorpsjon av det gamle eksoskjellet begynner.
5	Ekdysen/skallskiftet	Ettersom eksoskjellet splittes, trekker krabben seg ut fra det gamle eksoskjellet, og vannopptak tas opp hurtig.

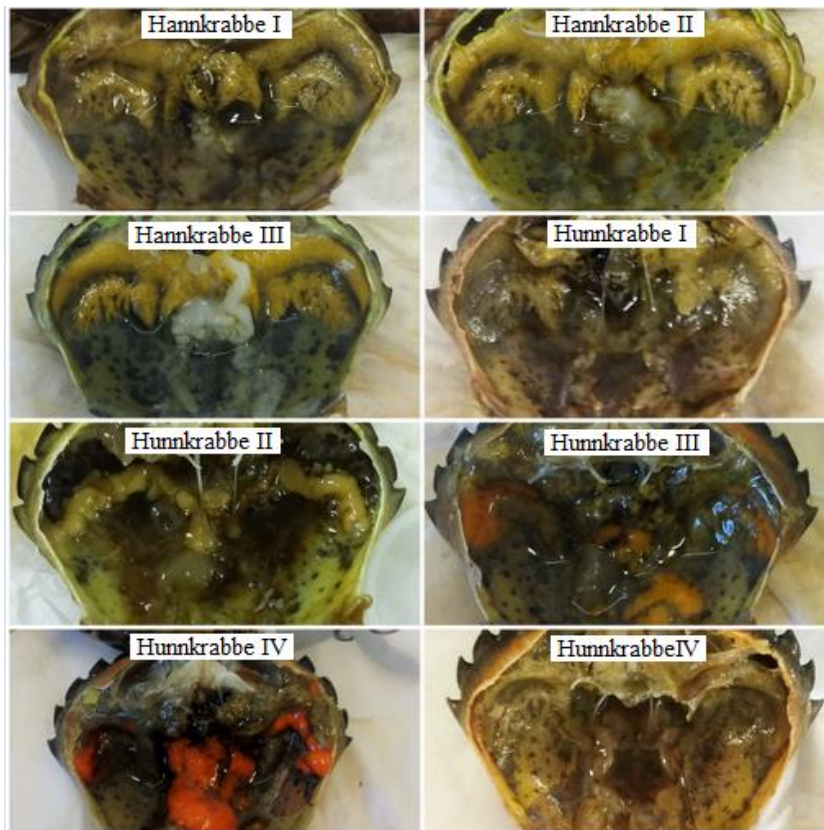
Videre ble følgende parametere notert: forekomst av spermpakker og/eller utrogn hos hunnkrabber, tilstedeværelse av mat i tarmen, vekt av væske i buret etter å ha helt av i 25 sekunder, visuell matfylde, samt stadium for gonademodning. Matfylde ble rangert fra 1-3, der 1 var dårligst, og 3 best (figur 3.2.2). I tillegg til visuell matfylde, ble hepatosomatisk indeks, gonadosomatisk indeks og hepatopankreas-andel i forhold til totalvolumet i buret (vekt av HP + væske) kalkulert som vist i formel 3.7.1-3.7.3 (tabell 3.7.1). Bestemmelsen av gonademodning/gonadestadium ble utført som beskrevet i tabell 3.2.2. Figur 3.2.3 viser eksempler på strandkrabber i de ulike gonadestadiene som ble detektert i prosjektet. Våtvekt av hepatopankreas ble tatt for samtlige strandkrabber, og våtvekt av innrogn ble tatt for Kvitsøy-krabbene for kalkulering av gonadosomatisk indeks.



**Figur 3.2.2** – Bestemmelse av strandkrabbenes visuelle matfylde (Foto: privat)

**Tabell 3.2.2** – Bestemmelse av strandkrabbenes gonadestadium, modifisert etter Haig's beskrivelse for taskekrabbe (Haig, 2014).

Gonadestadium	Hunnkrabber		Hannkrabber	
	Beskrivelse	Kjennetegn	Beskrivelse	Kjennetegn
I	Umoden	Tynne, gjennomsiktige/bleke/hvite gonader. Manglende eggformer i de små utviklede eggstokkene.	Umoden	Små, transparente eller ikke-detekterbare gonader.
II	Uutviklet	Tilstedeværelse av «lobes», grålig rosafargede. Noen egg med plommedannelse.	Utviklende	Gonader tydelige og hvite
III	Utviklende	Svakt rosa eggstokker rommer < 50 % av buret. Homogen fordeling av eggeplomme i eggene.	Moden	Gonader hvite og oppsvulmede
IV	Moden	Orange/røde, tydelige eggstokker > 50 % av buret. Plommefylte egg tett pakket.		
V	Hvilende/gjennoppbyggende	Hvitaktige eggstokker løst bundet, gjenværende rest-egg.		



**Figur 3.2.3** – Bestemmelse av gonadestadium (Foto: privat)

Med unntak av Hardangerfjorden, ble det for hver lokalitet laget til tre samleprøver av klokjøtt for hvert kjønn. For Kvitsøy, Sotra- og Vesterålen-krabbene, ble det benyttet 5 krabber av hvert kjønn for hver samleprøve, mens «samleprøvene» for hunnkrabbene fra Fleinvær besto av kun én hunnkrabbe i hver prøve, da det kun ble samlet inn 3 hunner fra denne lokaliteten. Videre ble én samleprøve av innrogn laget til for hver lokalitet, foruten Hardangerfjorden. Ikke alle strandkrabbene hadde innrogn, men for hver lokalitet med unntak av Hardangerfjorden, var antallet strandkrabber med innrogn  $\geq 2/3$  av det totale antallet hunner. For samtlige lokaliteter, med unntak av Kvitsøy, ble samleprøvene laget til ved å veie inn omtrent samme mengde vev fra hver krabbe (vedlegg 2). Samleprøvene fra Kvitsøy ble laget til å veie inn enkeltkrabbenes totale mengde klokjøtt og innrogn (vedlegg 2).

Prøvene av hepatopankreas, klokjøtt og homogenisert innrogn ble overført til plastbeholdere og fryst ned til  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  for klargjøring til frysetørking og homogenisering (kapittel 3.4). Disseksjonsutstyret ble vasket i vann mellom hver krabbe, og eget utstyr ble brukt på de forskjellige vevstypene.

### 3.2.3. Tillaging av strandkrabbesuppe

Tre suppeprøver ble laget til av strandkrabber fra både Sotra og Vesterålen. For Sotra-suppene, ble det valgt ut tre replikater med omtrent 500 gram krabbe, med like mange krabber av hvert kjønn. Grunnet begrenset utvalg, ble strandkrabbesuppe av krabber fra Vesterålen laget til av tre replikater med ca. 400 gram hannkrabber i hver suppeprøve. Etter tining i kjøleskap over natten ble suppeprøvene laget som vist i figur 3.2.4. Strandkrabbene ble frest i Rapsolje fra Eldorado (uten salt), samtidig som krabbene ble knust med en sleiv. Mengde strandkrabber, olje og springvann i hver suppe er gitt i vedlegg 2. Etter avkjøling ble suppeprøvene lagt i fryser ved -20 °C for klargjøring til frysetørring og homogenisering (kapittel 3.4).



*Figur 3.2.4 – Tillaging av strandkrabbesuppe (Foto: privat)*



### 3.3. Kjemikalier og utstyr

Kjemikalier og apparatur/utstyr benyttet ved frysetørking, syreopplutning og ICP-MS-analyse er gitt i tabell 3.3.1 og 3.3.2. Kodene i tabellene er benyttet ved beskrivelse av fremgangsmåte i kapittel 3.4-3.5.

**Tabell 3.3.1 – Kjemikalier benyttet ved syreopplutning- og ICP-MS-analyse.**

Kode	Prøvenavn	Beskrivelse	Leverandør
K1	Tort-3 (Lobster Hepatopancreas)	SRM av hummer-hepatopankreas	National Research Council, Ottawa, Canada
K2	O.T. (1566b Oyster Tissue)	SRM av østersvev	National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, USA
K3	Hydrogenperoksid	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> . 30 % EMSURE. ISO. Perhydrol®	Merck, Darmstadt, Tyskland
K4	Konsentrert salpetersyre	HNO <sub>3</sub> . 69 % Suprapure.	Merck, Darmstadt, Tyskland
K5	Multielementstandard	Multielementstandard, 1000 mg/l: Al, Fe, Mg, Zn, 50 mg/l: As, Ba, Cu, Mn, Se, Sr og 10 mg/l: Ag, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Pb, U, V.	Spectrascan, Ski, Norge
K6	Kvikksølv	Hg. 1005±6 mg/l i 5 % HNO <sub>3</sub> .	Spectrascan, Ski, Norge
K7	Gull	Au. 999±5 mg/l i 2 % HNO <sub>3</sub> .	Spectrascan, Ski, Norge
K8	Konsentrert saltsyre	HCl. 37 %	Sigma-Aldrich, St. Louis, USA

**Tabell 3.3.2 – Utstyr benyttet for ICP-MS-analyse.**

Kode	Utstyrnavn	Beskrivelse	Leverandør
U1	Frysetørker	Freezone 18 liter	Labanco, Kansas, USA
U2	Analysevekt	Mettler AT200 (±0,1 mg)	Mettler Toledo, Norge
U3	Mikrobølgeovn	Ethos Pro m/100 ml TFM opplutningsrør og prøvestativ	Milestone, Sorisole, Italia
U4	UltraWave	Med styringsenhet og 10 ml TFM opplutningsrør og prøvestativ	Milestone, Sorisole, Italia
U5	Finnpipetter	Finnpipetter med tips	Labsystems, Helsinki, Finland
U6	ICP-MS	iCAPQ m/kollisjons-celle og FAST SC-4Q DX autosampler	iCAPQ fra Thermo Scientific, Waltham, USA. Autosampler fra Elemental Scientific, Omaha, Nebraska
U7	traceCLEAN oppvaskmaskin	Syredamp rensesystem for PTFE, kvarts, glass og ICP-MS tilbehør	Milestone, Sorisole, Italia

### 3.4. Frysetørking og homogenisering

Prøvematerialet ble frysetørket etter akkreditert NIFES-metode (NIFES, 2016c) ved å plassere fryst prøve med kjent vekt i en frysetørker (U1). Etter 24 timer endret temperaturen i frysetørkeren seg fra -20 til 25 °C, med vakuum på 0,01-0,2 mbar, slik at vannet ble fjernet ved hjelp av vakuum som fører til sublimasjon. Etter ytterligere 72 timer ble prøvene tatt ut og veid. Metoden estimerer tørrstoffprosent automatisk i LIMS systemet på NIFES (formel 3.7.4, tabell 3.7.1). NIFES verdier for måleusikkerhet ved beregning av tørrstoffinnhold er gitt i vedlegg 5.

Etter frysetørking ble prøvematerialet homogenisert ved bruk av kjøkkenmikser, etterfulgt av mortel hvis nødvendig. Samleprøver av innrogn ble av praktiske hensyn også homogenisert før frysetørking. Forskjellig oppmalingsutstyr ble brukt til hver vevstype og utstyret ble vasket mellom hver prøve.

### 3.5. Kadmiumbestemmelse

Kadmiumkonsentrasjonen i prøvene ble bestemt ved bruk av akkreditert metode nr. 197 fra NIFES: «Multielement bestemmelse med induktivt koblet plasma-massespektrofotometri (ICP-MS) etter våtoppslutning i mikrobølgeovn» (NIFES, 2016b), med iCAP Q som analyseinstrument (NIFES, 2016a). Samleprøver av klokjøtt og innrogn ble våtoppsluttet i ultrawave (U4) etter akkreditert NIFES-metode (NIFES, 2016d), mens de mer fete matrisene av hepatopankreas og strandkrabbesuppe ble oppsluttet i mikrobølgeovn (U3) med større oppslutningsrør, etter akkreditert NIFES-metode (NIFES, 2014b). Dette fordi at fete matriser kan smelte hull i rørene, samt at noe av prøvematerialet vil kunne bli liggende langs prøverørene (Steinsvik, pers. komm.). Våtoppslutning og analyse ble utført ved NIFES' laboratorium for grunnstoff.

#### 3.5.1. Våtoppslutning

For våtoppslutning av klokjøtt og innrogn ble først 0,5 ml deionisert vann tilsatt i syrevaskede oppslutningsrør (U4) (vasket med miks av deionisert vann, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (K3) og HNO<sub>3</sub> (K4)). Deretter ble ca. nøyaktig 0,20-0,25 g frysetørket og homogenisert prøvemateriale tilsatt. Etter innveilingen ble 2 ml HNO<sub>3</sub> (K4) tilsatt ved bruk av labsystemets finnpipetter, før rørene ble korket og plassert i prøvestativet. Deretter ble prøvene oppsluttet i ultrawave (U4) ved høyt trykk (manuelt innstilt til 40 bar) og temperatur (tabell 3.5.1). Totaltid i instrumentet var 62 minutter, inkludert avkjøling. Etter bruk ble oppslutningsenheten slått av, og vannkjøler rengjort med deionisert vann. Oppslutningsrørene ble vasket som beskrevet i kapittel 3.5.2: «Vaskeprosedyre», og korkene ble lagt i 10 % HNO<sub>3</sub> over natten og skylt med deionisert vann.

**Tabell 3.5.1** – Anvendt program for oppslutning med UltraWave.

Trinn	Temperaturendring (°C)	Tid (min)
1	Øker til 80	10
2	Holder 80	2
3	Øker til 105	5
4	Holder 105	5
5	Øker til 260	10
6	Holder 80	5

Ved våtoppslutning av hepatopankreas og strandkrabbesuppe ble ca. nøyaktig 0,20-0,25 gram frysetørket og homogenisert prøvemateriale veid inn direkte i syrevaskede oppslutningsbeholdere (U3). Deretter ble de innveide prøvene tilsatt 2 ml HNO<sub>3</sub> (K4) og 0,5 ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (K3). Teflonlokk og ytterbeholdere (rene og tørre deler) ble satt på. Deretter ble prøvene oppsluttet i mikrobølgeovn (tabell 3.5.2). Til slutt ble prøvene satt 10-20 minutter i vannkjøler.

**Tabell 3.5.2** – Program for mikrobølgeoppslutning.

Trinn	Magnetron effekt (W)	Tid (min)
Trinn 1	250	1
Trinn 2	0	1
Trinn 3	250	5
Trinn 4	400	5
Trinn 5	650	5

Etter oppslutning (både ultrawave og mikrobølgeovn), ble overtrykk og giftige, nitrøse gasser sluppet ut i avtrekksskap. Deretter ble prøvene fortynnet med deionisert vann til 25 mL i målekolbe og overført til 50 mL sentrifugerør for oppbevaring til analyse.

For noen av prøvene var ikke prøvematerialet tilstrekkelig til å følge beskrivelsen ovenfor. Prøvemateriale på  $0,08 \pm 0,005$  g, ble fortynnet med deionisert vann til 10 mL i målekolbe og overført til 50 mL sentrifugerør, for å sikre tilstrekkelig konsentrasjon for deteksjon av kadmium.

### 3.5.2. Vaskeprosedyre

Oppslutningsbomber og annet glassutstyr ble etter hver oppslutningsserie blindoppsluttet eller syrevasket etter egen prosedyre for bruk av traceCLEAN oppvaskmaskin (U7) (NIFES, 2016e). For å sikre rene beholdere uten spor av tidligere prøver, ble det ved overgangen fra én matrise til en annen (eksempelvis fra klokjøttprøver til innrogn), utført både syrevask og blindoppslutning.

### 3.5.3. ICP-MS-analyse

Elementene som inngikk i ICP-MS-analysen var de akkrediterte elementene arsen (As), kadmium, kobber (Cu), sink (Zn), kvikksølv (Hg), selen (Se) og bly (Pb); samt de uakkrediterte elementene sølv (Ag), jern (Fe), kobolt (Co), mangan (Mn), vanadium (V), molybden (Mo), krom (Cr), nikkel (Ni). Datasystemet Qtegra ble anvendt ved tillaging av sekvens og resultatbehandling, og programmet Instrument Control (IC) ble brukt til å styre instrumentet ved oppstart, tuning og kjøring av instrumentet.

Etter tillaging av sekvens i Qtegra, ble pumpeslangene i den peristaltiske pumpen sjekket for eventuell slitasje. Deretter ble avfallsslengen kontrollert, og plasma tent ved bruk av IC. Instrumentresponsen ble kontrollert ved kjøring av «Performance Report» i IC, etter å ha satt to prober i en tuningløsning av 10 ml konsentrert HNO<sub>3</sub> (K4), 2,5 ml HCl (K8) og 0,05 ml tuning-løsning fra Spectrascan (Ba, Bi, Ce, Co, In, Li, U, 10 mg/l i 2 % HNO<sub>3</sub>), fortynnet til 500 ml med deionisert vann. Responsen ble så kontrollert mot responskravene i arbeidsbeskrivelsen for KED-modus (NIFES, 2016a). Ved godkjent respons ble probene vasket i 5 % HNO<sub>3</sub>, og plassert i sine respektive løsninger av intern standard (levert av produsent), samt en bæreløsning av 25 ml HNO<sub>3</sub> (K4) og 0,01 ml Au (K7), fortynnet til 500 ml med deionisert vann (NIFES, 2016a). Gull ble anvendt for å stabilisere kvikksølvionene som tilsettes sammen med internstandard og i løsningene til standardkurven (NIFES, 2016b). Prøvene ble kjørt over fire dager, og nye standardløsninger fra en multielementstandard (K5) ble laget til for hver prøveserie. Med prøveserie menes prøver analysert samme dag og med samme metode, uavhengig av oppslutningsdato (NIFES, 2016b). Seks standardløsninger ble laget til ved å pipettere ut 10-, 20-, 50-, 100-, 200 og 500 µl av utgangsløsning (0,1 ml multielementstandard (K5) og 0,1 ml Hg (K6), fortynnet til 10 ml i en målekolbe med 5 % HNO<sub>3</sub>), som deretter ble tilsatt 20 µl Au (K7), og fortynnet til 10 ml med 5 % HNO<sub>3</sub>. I tillegg ble det laget til en standardblank bestående av 20 µl Au (K7) 100 mg/l Au, fortynnet til 10 ml med 5 % HNO<sub>3</sub> (NIFES, 2016b).

Etter tillaging av standardløsninger og standardblank, ble sekvensen startet for å danne eksterne standardkurver for hvert element i metoden (kalibreringskurver). Dataprogrammet plottet således konsentrasjonene av standardløsningene mot instrumentrespons. Ved bruk av minste kvadraters metode ble det trukket en trendlinje for beregning av korrelasjonskoeffisienten,  $r$ . Da standardkurvene var godkjent ( $r^2 > 0,995$ ), ble seks blankprøver kjørt, hvor den som var mest gjennomsnittlig og representativ i forhold til instrumentrespons, ble valgt som prøveblank. I tillegg ble to paralleller av de sertifiserte referansematerialene (SRM) østersvev (K2) og hummerhepatopankreas (K1) analysert og kontrollert opp mot kontrollkort før prøvene ble kjørt. SRM ble også kjørt underveis i analysen. Videre ble prøve og internstandard (0,25 ml «stock-løsning» (0,05 ml 1000 mg/l Rh, 0,0,2 ml 1000 mg/l Tm, 1 ml 1000 mg/l Ge og 0,5 ml 1000 mg/l Au, fortynnet til 10 ml med 5 % HNO<sub>3</sub>), fortynnet til 250 ml med 5 % HNO<sub>3</sub>) blandet i 1:1 forhold under analysen. Mellom hver matrise, og mellom prøver fra ulike lokaliteter, ble instrumentet vasket med 5 %

HNO<sub>3</sub> for å minimere etterslep (Carry-over) fra en prøve til neste. Etter endt analyse, ble plasma slått av ved hjelp av IC, og pumpe slangene løsnet.

Ved hjelp av ekstern standardkurve, omregningsfaktor (for omregning av konsentrasjon i µg/l til µg/g) og de ulike prøvenes tørrvektprosent, ble elementkonsentrasjonene for samtlige prøver beregnet automatisk i programvaren Qtegra, ved bruk av formel 3.7.5-3.7.7 (tabell 3.7.1).

#### 3.5.4. Kvalitetssikring av analysemetode

Analyse av sertifiserte referansematerialer, prøveblank og internstandard ble benyttet som kvalitetskontroll av analysearbeidet. I tillegg har metoden vært testet i SLP/ringtester gjentatte ganger, med tilfredsstillende resultater for samtlige akkrediterte elementer (NIFES, 2016b). SRM ble kjørt både før- og underveis i analysen for å undersøke riktighet, intern reproduserbarhet og drift i instrumentet. For kontrollkort til SRM, se vedlegg 6. Drift i masseområdet ble i tillegg korrigert for ved bruk av internstandard, som også kontrollerte at signalene var stabile.

Måleusikkerheten til kadmiumbestemmelsen er beregnet fra resultater fra kontrollkort og fra deltakelse i SLP (NIFES, 2016b). Måleusikkerheten til metoden er oppgitt som 20 % for kadmiumkonsentrasjon høyere enn 10xLOQ, og 40 % for konsentrasjon mellom LOQ og 10xLOQ. For kadmium er LOQ og LOD oppgitt å være henholdsvis 0,005 og 0,001 mg/kg tørrvekt, der LOQ er beregnet som 10xSD av minst 20 blankprøver testet for uteliggere, mens LOD er beregnet som 3xSD av minst 20 blankprøver (NIFES, 2016b). Måleusikkerheten er beregnet på grunnlag av 0,2 gram innveid prøvemateriale og en fortykning til 25 mL etter oppslutning. Med mindre prøvemateriale vil måleusikkerheten kunne øke. Måleusikkerhet og måleområder for samtlige elementer er gitt i vedlegg 5.

### 3.6. Databehandling

Fysiske målinger, vekt av prøvemateriale og resultat fra ICP-MS ble lagt inn i laboratoriesystemet LabWare LIMS v. 6.01 (Labware, USA). Data ble deretter eksportert til Excel 2013 (Microsoft, USA) for utregninger og tillaging av tabeller, mens programvaren Statistica v. 13.1 (Statsoft, USA) ble benyttet til statistiske beregninger og tillaging av figurer, og Sirius v. 8.1 (PRS, Norge) ble brukt til multivariat analyse.

Prinsipalkomponentanalyse (PCA) og delvis minste kvadraters metode (PLS) ble benyttet eksplorativt for å undersøke flere effektvariabler samtidig. Dataene ble forbehandlet ved standardisering før PCA og PLS, da variablene hadde ulike enheter, med ulik variasjon. Variasjonsanalyse ble benyttet for å undersøke signifikante forskjeller. Ved normalplott ble det undersøkt om variansene i rådata var normalfordelt. Om de ikke var det, ble dataene Box-Cox-transformert i Statistica (formel 3.7.11-3.7.12 for kadmiumdata). Deretter ble variasjonsanalyse utført dersom det ved Levene's  $F$  test ble funnet at variansen i de forskjellige utvalgene var homogene. Enveis ANOVA ble benyttet for å teste effekten av én enkelt faktor (som kjønn) på én variabel (som kadmiumkonsentrasjon), mens to-faktor ANOVA ble benyttet for å teste effekten av mer enn én faktor. Etter variasjonsanalyse ble Tukeys post hoc test utført. Da både ANOVA og Tukey testen er relativt robuste mot avvik fra forutsetningen om liknende populasjonsstørrelser, ble testene benyttet i tilfeller med noe ulikt antall strandkrabber i gruppene. Kovariansanalyse (ANCOVA) etterfulgt av Tukeys test ble benyttet for å undersøke om det var signifikant geografisk forskjell i strandkrabbenes kadmiumnivå (eksperiment 1), ved statistisk å kontrollere for effekten av skallbredde, da Fleinvær-hannene var signifikant bredere enn øvrige lokaliteter (kapittel 4.2).

Signifikansnivå på 5 % ble valgt for analysene. Ved signifikanstesting ble nullhypotesen forkastet om  $p$ -verdien var under signifikansnivået. Jo lavere  $p$ -verdi, jo større bevis mot nullhypotesen. En terskelverdi på  $p < 0,05$  er ikke en universell grenseverdi, og det bør ikke legges for stor vekt på kun  $p$ -verdier. Var verdien mindre enn 0,0001, ble den rapportert som  $p < 0,0001$ . Pearson korrelasjon ble brukt for å undersøke lineære sammenhenger mellom ulike variabler. Ved fremstilling av kadmiumdata, ble hovedsakelig medianverdier benyttet for å gi en indikasjon på typiske kadmiumverdier (Moore et al., 2009), da dataene ikke var normalfordelt.

### 3.7. Formler

Formler benyttet i oppgaven er gitt i tabell 3.7.1.

**Tabell 3.7.1 – Formler benyttet i oppgaven.**

Hva beregnes	Formel	Benevning	Forklaring	Formel nummer
Hepatosomatisk indeks (HSI)	$\frac{m_{HP}(g)}{m_{totalvekt}(g) - m_{HP}(g)} * 100 \%$	%	Vekt av hepatopankreas i forhold til totalvekt	3.7.1
Gonadosomatisk indeks (GSI)	$\frac{m_{Gonade}(g)}{m_{totalvekt}(g) - m_{Gonade}(g)} * 100 \%$	%	Vekt av gonade (innrogn) i forhold til totalvekt	3.7.2
Andel hepatopankreas av totalvolum i buret	$\frac{m_{HP}(g)}{m_{væske}(g) + m_{HP}(g)} * 100 \%$	%	Vekt av hepatopankreas i forhold til totalvekt av HP + væske i buret	3.7.3
% tørrstoff	$\frac{m_{etter frysetørk}(g)}{m_{før frysetørk}(g)} * 100\%$	%	Tørrstoffandel i prøven	3.7.4
Omregningsfaktor	$\frac{V(mL)*F}{m(g)*1000}$	mL/g	V=volum prøveløsning etter fortynning F=rettelsesfaktor (=1 ved fortynning til 25 mL) m=tørrmasse til innveid prøvemateriale	3.7.5
Elementkonsentrasjon innveid prøve	$(counts_{pr} - counts_{bl}) * k * f$	µg/g	counts = antall counts målt i prøve (pr) og blankprøve (bp) k = standardkurvens vinkelkoeffisient (µg/l per counts) f = omregningsfaktor (L/g)	3.7.6
Elementkonsentrasjon våtprøve	$C_{tørr} * \frac{\% \text{ tørrstoff}}{100 \%$	µg/g	$C_{tørr}$ = konsentrasjon i innveid, tørr prøve (formel 3.7.6)	3.7.7
Standardavvik (SD)	$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}$	Avhengig av verdien x	Estimert spredning i data $x_1, \dots, x_n$ = verdier i datasett, og $\bar{x}$ = gjennomsnitt. n=antall verdier.	3.7.8
Relativt standardavvik (RSD)	$\frac{s}{\bar{x}} * 100\%$	%	s=standardavvik (formel 3.7.8)	3.7.9
Standardfeil til median (SE <sub>M</sub> )	$1,2533 * (\frac{s}{\sqrt{n}} * 100\%)$	Funksjon av s	Estimert feilmargen i data (funksjon av standardavviket)	3.7.10
Transformert kadmiumkonsentrasjon i HP	$\frac{Cd \text{ i HP}^{0,089287} - 1}{0,089287}$	mg/kg vv	Box-Cox transformering av ikke-normalfordelte kadmiumdata	3.7.11
Transformert kadmiumkonsentrasjon i klokjøtt	$\frac{Cd \text{ i klo}^{-0,451277} - 1}{-0,451277}$	mg/kg vv	Box-Cox transformering av ikke-normalfordelte kadmiumdata	3.7.12



## 4. Resultater

Samtlige elementkonsentrasjoner er oppgitt på våtvektbasis, og var sterkt positivt korrelert med tørrvektkonsentrasjon og total mengde kadmium i hepatopankreas ( $r \geq 0,9$ ,  $p < 0,001$ ). Det er merket med T i parentes når ANOVA og Tukeys test ble benyttet, og det er presisert når både ANOVA og ANCOVA etterfulgt av Tukeys test ble benyttet. Korrelasjonskoeffisienten,  $r$ , er oppgitt med p-verdien for lineære korrelasjoner. Rådata fra elementanalyse er gitt i vedlegg 3: «Elementkonsentrasjoner».

### 4.1. Sertifiserte referansematerialer

Kvantifiserte elementkonsentrasjoner i de sertifiserte referansematerialene østersvev (O.T.) og hummerhepatopankreas (Tort-3) er gitt i henholdsvis tabell 4.1.1 og 4.1.2. Ingen av elementkonsentrasjonene for O.T. lå utenfor aksjonsgrensen på  $\pm 3$  SD og samtlige verdier lå innenfor alarmgrensen på  $\pm 2$ SD, med unntak av én verdi for vanadium, og én for bly. Gjennomsnittsverdien til alle elementene lå innenfor metodens måleusikkerhet (vedlegg 5). For Tort-3 var både de individuelle- og gjennomsnittsverdiene for samtlige elementer innenfor alarmgrensen og metodens måleusikkerhet, med unntak av én verdi for sølv (tabell 4.1.2).

**Tabell 4.1.1** – Sammenlikning av målte elementkonsentrasjoner (mg/kg våtvekt) i det sertifiserte referansematerialet østersvev (O.T.) med kontrollkortverdier fra NIFES. SD = standardavvik, RSD = relativt standardavvik. Usikkerheten til analyseresultatene er måleusikkerheten til metoden (vedlegg 5).

Dato	Analyseverdier (mg/kg vv)								Opparbeidede verdier fra NIFES (mg/kg vv)				
	5/7-16		6/7-16		29/7-16		13/10-16		Snitt	2 SD	2RSD (%)	Snitt	2 SD
Prøve	O.T.1	O.T.2	O.T.3	O.T.4	O.T.5	O.T.6	O.T.7	O.T.8					
V	0,52	0,52	0,48*	0,49	0,55	0,55	0,54	0,54	0,54	0,06	11	0,54	0,05
Cr	0,33	0,35	0,32	0,37	0,33	0,34	0,39	0,34	0,34	0,04	11	0,4	0,2
Mn	16,8	17,3	16,1	16,3	16,6	16,3	17,0	16,7	16,6	0,9	5	17	1
Fe	182	184	174	175	183	180	187	187	180	8	5	187	16
Co	0,32	0,32	0,32	0,33	0,33	0,33	0,34	0,33	0,33	0,01	3	0,34	0,03
Ni	0,88	0,87	0,95	0,85	0,88	0,91	0,93	0,89	0,89	0,07	8	0,93	0,1
Cu	64	63	63	63	62	63	66	66	63	1	2	62	8
Zn	1340	1346	1319	1301	1345	1381	1426	1344	1350	77	6	1340	141
As	7,3	7,4	6,9	7,1	7,2	7,5	7,4	7,4	7,2	0,4	6	7,5	0,6
Se	2,1	2,1	1,9	1,9	1,9	2,1	2,1	2,2	1,9	0,2	10	2,1	0,2
Mo	0,18	0,17	0,17	0,18	0,18	0,18	0,17	0,18	0,18	0,01	6	0,18	0,02
Ag	0,59	0,59	0,59	0,58	0,58	0,58	0,58	0,60	0,59	0,01	2	0,59	0,06
Cd	2,49	2,49	2,5	2,47	2,46	2,51	2,48	2,48	2,49	0,04	1	2,5	0,2
Hg	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,00	0	0,03	0,01
Pb	0,31	0,31	0,34*	0,3	0,28	0,28	0,29	0,28	0,30	0,05	15	0,30	0,03

\*Verdier utenfor alarmgrensen på  $\pm 2SD$

**Tabell 4.1.2** - Sammenlikning av målte elementkonsentrasjoner (mg/kg våtvekt) i det sertifiserte referansematerialet hummerhepatopankreas (Tort-3) med kontrollkortverdier. SD = standardavvik, RSD = relativt standardavvik. Usikkerheten til analyseresultatene er måleusikkerheten til metoden (vedlegg 5).

Dato	Analyseverdi (mg/kg vv)								Opparbeidede verdier fra NIFES (mg/kg vv)				
	5/7-16		6/7-16		29/7-16		13/10-16		Snitt	2 SD	2RSD (%)	Snitt	2 SD
Prøve	T-3.1	T-3.2	T-3.3	T-3.4	T-3.5	T-3.6	T-3.7	T-3.8					
<b>V</b>	8,9	8,8	8,4	8,5	9,2	9,0	8,5	8,9	8,8	0,6	7	8,9	0,9
<b>Cr</b>	1,7	1,8	1,8	1,7	1,7	1,9	1,7	1,8	1,8	0,1	8	1,9	0,4
<b>Mn</b>	13,7	13,3	13,4	13,4	13,1	13,2	13,6	14,1	13	0,7	5	14	1
<b>Fe</b>	161	158	154	152	154	155	154	156	156	5	3	159	15
<b>Co</b>	1,02	1,01	0,99	0,97	1,02	1,01	0,98	1,02	1,00	0,04	4	1,02	0,09
<b>Ni</b>	4,7	4,6	4,2	4,2	4,6	4,6	4,5	4,7	4,5	0,4	9	4,7	0,6
<b>Cu</b>	436	438	434	433	435	434	422	450	435	15	3	415	52
<b>Zn</b>	126	125	122	120	129	126	125	129	125	6	5	126	13
<b>As</b>	64	63	62	61	64	63	62	65	63	3	4	65	6
<b>Se</b>	10,2	10,5	9,8	9,7	10,3	10,1	10,3	10,9	10,2	0,8	8	11	1
<b>Mo</b>	3,6	3,5	3,4	3,4	3,7	3,7	3,4	3,6	3,6	0,3	7	3,6	0,3
<b>Ag</b>	2	2	2	2	3	3	4	8*	3	4	142**	3	3
<b>Cd</b>	40	39	41	41	42	42	41	44	41	3	6	41	4
<b>Hg</b>	0,26	0,26	0,26	0,26	0,25	0,25	0,23	0,24	0,25	0,02	10	0,27	0,04
<b>Pb</b>	0,20	0,19	0,20	0,20	0,19	0,18	0,18	0,19	0,19	0,03	16	0,20	0,03

\*Verdier utenfor aksjonsgrensen på  $\pm 3SD$

\*\*Høyt relativt standardavvik grunnet Ag-målingen for T-3.8

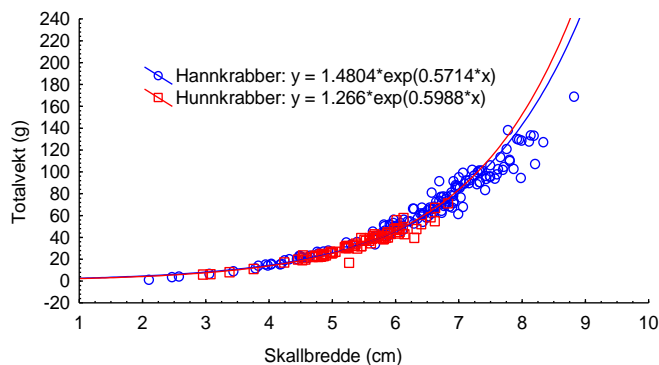
## 4.2. Fysiske parametere

Snittverdier for totalvekt, hepatopankreas-vekt og skallbredde for strandkrabbene som ble analysert for kadmium er vist i tabell 4.2.1, inndelt i størrelsesklasser. Strandkrabbene til eksperiment 1 og 4 (kapittel 3.1) er karakterisert som gjennomsnittlige, mens krabbene fra Sotra og Vesterålen ble gruppert etter størrelse (tabell 4.2.1). Innsamlede strandkrabber fra Hardangerfjorden var signifikant mindre enn øvrige lokaliteter (T,  $p < 0,0001$ ), og ble av den grunn klassifisert som små. Hannene fra Fleinvær var signifikant større enn øvrige hanner til eksperiment 1 (T,  $p < 0,04$ ), og hunnene fra Kvitsøy var signifikant mindre enn de andre hunnene (T,  $p < 0,0002$ ), men er likevel karakterisert som gjennomsnittlige. En oversikt over registrerte fysiske parametere for samtlige strandkrabber er gitt i vedlegg 1: «Fysiske parametere».

**Tabell 4.2.1** – Snittverdier for totalvekt (g) og skallbredde (mm). SD=standardavvik, RSD=relativt standardavvik. Gjennomsnittlige strandkrabber ble benyttet til eksperiment 1.

Lokalitet (Fangst dato)	Størrelse	Kjønn	Antall	Totalvekt (g)			Skallbredde (cm)		
				Snitt ± SD (RSD %)	Min	Maks	Snitt ± SD (RSD %)	Min	Maks
Kvitsøy (25-27/3-16)	Gj.sn.	Hanner	15	58 ± 11 (20)	46,32	87,36	6,23 ± 0,35 (6)	5,83	6,97
		Hunner	15	26,4 ± 4,5 (17)	19,64	34,57	5,00 ± 0,34 (7)	4,45	5,61
Sotra-april (16-18/4-16)	Små	Hanner	3	19,7 ± 3,5 (18)	15,97	23,02	4,37 ± 0,15 (3)	4,20	4,47
		Hunner	12	20,5 ± 6,2 (30)	5,98	26,35	4,54 ± 0,61 (13)	2,96	5,01
	Gj.sn.	Hanner	15	62 ± 10 (17)	42,02	77,09	6,45 ± 0,32 (5)	5,77	6,76
		Hunner	15	37,9 ± 9,5 (25)	16,75	55,00	5,72 ± 0,44 (8)	5,20	6,62
	Store	Hanner	15	96 ± 12 (13)	72,98	113,41	7,48 ± 0,37 (5)	6,82	8,21
	Hardanger-fjorden (15/4-22/5-16)	Små	Hanner	15	19 ± 18 (92)	1,42	63,58	4,0 ± 1,2 (31)	2,10
Hunner			2	7,2 ± 1,4 (19)	6,23	8,18	3,22 ± 0,21 (7)	3,07	3,37
Fleinvær (6-8/5-16)	Gj.sn.	Hanner	27	86 ± 14 (16)	56,31	102,53	7,04 ± 0,33 (5)	6,13	7,62
		Hunner	3	59 ± 17 (29)	39,93	71,12	6,41 ± 0,56 (9)	5,78	6,83
Vesterålen (27-29/5-16)	Små	Hanner	12	22,1 ± 4,5 (20)	14,11	28,25	4,50 ± 0,34 (8)	3,83	4,94
		Hunner	3	22,2 ± 3,6 (16)	19,09	26,09	4,69 ± 0,25 (5)	4,53	4,98
	Gj.sn.	Hanner	15	67 ± 16 (24)	35,44	92,05	6,38 ± 0,50 (8)	5,22	7,11
		Hunner	15	43 ± 8 (18)	31,87	57,81	5,77 ± 0,34 (6)	5,25	6,33
	Store	Hanner	15	122 ± 20 (16)	94,42	168,82	7,94 ± 0,37 (5)	7,29	8,82
	Sotra-august (27-29/8-16)	Gj.sn.	Hanner	15	54 ± 15 (28)	33,76	75,40	6,28 ± 0,56 (9)	5,39
Hunner			15	42,5 ± 6,5 (15)	31,87	58,43	5,85 ± 0,32 (5)	5,45	6,56
Alle lokaliteter	Små	Hanner	30	21 ± 13 (62)	1,42	63,58	4,26 ± 0,92 (22)	2,10	6,60
		Hunner	17	19,2 ± 7,0 (36)	5,98	26,35	4,41 ± 0,68 (16)	2,96	5,01
	Gj.sn.	Hanner	87	68 ± 18 (27)	33,76	102,53	6,56 ± 0,52 (8)	5,22	7,62
		Hunner	63	38 ± 11 (29)	16,75	71,12	5,62 ± 0,52 (9)	4,45	6,83
	Store	Hanner	30	109 ± 21 (19)	72,98	168,82	7,71 ± 0,43 (6)	6,82	8,82
		Hunner	0				-		
	Alle størrelser	Hanner	147	67 ± 34 (50)	1,42	168,82	6,3 ± 1,3 (20)	2,10	8,82
		Hunner	80	34 ± 13 (38)	5,98	71,12	5,36 ± 0,75 (14)	2,96	6,83

Strandkrabbene ( $n = 227$ ) varierte i skallbredde og vekt innad- og mellom lokalitetene (tabell 4.2.1). Gjennomsnittlig skallbredde var på  $6,0 \pm 1,2$  cm (snitt  $\pm$  SD), med et spenn på ca. fire ganger, fra 2,10 til 8,82 cm. Hannene ( $n = 147$ ) var signifikant bredere enn hunnene ( $n = 80$ ), henholdsvis  $6,3 \pm 1,3$  og  $5,36 \pm 0,75$  cm (T,  $p < 0,0001$ ). Totalvekten til strandkrabbene varierte fra 1,42 til 168,82 gram, over 100 ganger forskjell mellom største- og minste verdi. Som for skallbredden, var totalvekten signifikant høyere for hannene (T,  $p < 0,0001$ ). Sammenhengen mellom krabbenes vekt og skallbredde var signifikant positiv for begge kjønn (figur 4.2.1).



**Figur 4.2.1** – Totalvekt av krabbe (g) mot skallbredde (cm) for hanner ( $n=147$ ) og hunner ( $n=80$ ), tilpasset med eksponentiell kurve. Korrelasjonsresultater:  $r=0,9$ ,  $p < 0,0001$  for begge kjønn.

Skallfargen til strandkrabbene varierte fra grønn til brun-svart og oransje/rødlig, med signifikant flere rødlige hunner (T,  $p=0,001$ ). Flertallet av hannene var enten grønne eller oransje ( $n = 92$ , like mange i hver gruppe), mens flesteparten av hunnene var rødlige ( $n = 45$ ). Tre av krabbene var sterkt rødfarget, med høy grad av påvekst på eksoskjellet og hardt skall, og ble av den grunn karakterisert som terminale (vedlegg 1). Ellers var flertallet av strandkrabbene i skallskiftestadium 3 ( $n = 175$ ), med stort sett alle klør og gangbein intakt og lite/ingen grad av påvekst på eksoskjellet. Det var ikke signifikant forskjell i skallskiftestadium mellom hann- og hunnkrabbene (T,  $p > 0,1$ ).

Flertallet av både hann- og hunnkrabbene i studien var kjønnsmodne. For hannene var flertallet i stadium II ( $n = 66$ ) og III ( $n = 71$ ), mens flesteparten av hunnene var i stadium III-V ( $n = 70$ ), med omtrent like mange strandkrabber i hver gruppe. Ingen av hunnene hadde spermpakker, ni hadde utrogn.

Variasjonen i den visuelt bestemte matfyllden var lav, der flesteparten av både hann- og hunnkrabbene hadde moderat matfylde ( $n =$  henholdsvis 83 og 46). Variasjonen i

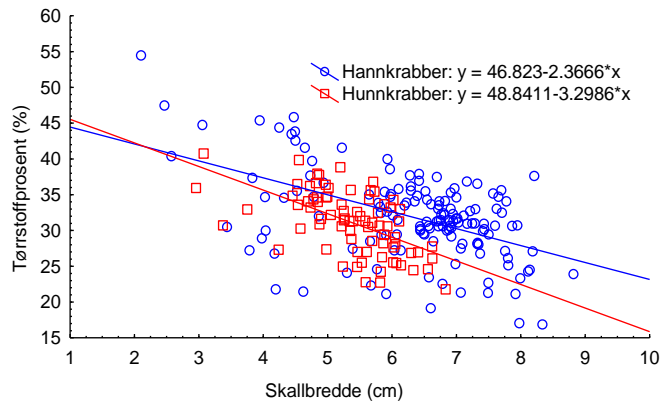
hepatosomatisk indeks og andel hepatopankreas i buret var større enn den visuelle matfylde, og HSI-verdien var signifikant lavere for hannene enn hunnene (T,  $p=0,02$ ), henholdsvis 7 og 8 %. Ellers hadde over 60 % av både hann- og hunnkrabbene mat i tarmen.

Gjennomsnittlig tørrstoffprosent var signifikant forskjellig mellom vevstypene som ble analysert (T,  $p<0,0001$ ). For begge kjønn var tørrstoffverdiene lavest for klokjøtt, med gjennomsnittsverdi på  $24 \pm 2$  %, etterfulgt av  $32 \pm 6$  % for hepatopankreas, mens innrognprøvene hadde et tørrstoffinnhold på  $45 \pm 3$  %. Tørrstoffprosenten i vevene var ikke signifikant forskjellig mellom kjønn (T,  $p>0,05$ ).

Variasjonen i følgende av de fysiske parameterne var for lav for videre evaluering i forhold til kadmiumnivå i hepatopankreas: påvekst på eksoskjelletet, antall klør og gangbein, skallskiftestadium, antall terminale krabber og krabber med utrogn, visuell matfylde, samt tilstedeværelse av spermpakker og mat i tarm.

#### 4.2.1. Sammenheng mellom fysiske parametere

Prinsipalkomponentanalyse (PCA) på de fysiske parameterne viste for begge kjønn en gruppering av størrelsesparameterne skallbredde, hel vekt, størrelsesgruppe, samt vekt av hepatopankreas og væske i buret både sammenlagt og separat, langs prinsipalkomponent én (vedlegg 4). Videre var størrelsesparameterne negativt korrelert med tørrstoffprosent i hepatopankreas. Lineær korrelasjon viste at sammenhengen mellom skallbredde og tørrstoffprosent var signifikant negativ for begge kjønn (figur 4.2.2). For begge kjønn var den visuelle matfylde signifikant positivt korrelert med de andre matfyldeparameterne hepatosomatisk indeks og relativ mengde hepatopankreas i buret ( $r=0,4-0,5$  og  $p<0,0001$  for begge kjønn). HSI og andel hepatopankreas i buret var for hannene signifikant negativt korrelert med skallbredde ( $r=-0,5$  og  $-0,4$ ,  $p<0,0001$ ). For hunnene var tilsvarende andelen hepatopankreas i buret signifikant negativt korrelert med skallbredde ( $r=-0,3$ ,  $p=0,01$ ). Sammenhengen mellom HSI og GSI ble undersøkt for hunnene fra Kvitsøy, da det for disse krabbene ble registrert vevsvekt for hepatopankreas og innrogn for samtlige individer. Korrelasjonen mellom HSI og GSI var negativ, men ikke signifikant ( $n=14$ ;  $r=-0,3$ ,  $p=0,4$ ). Videre var skallskiftestadium, påvekst på eksoskjelletet og skallfarge signifikant positivt korrelert for begge kjønn ( $r=0,3-0,5$ ;  $p=0,0001-0,01$ ).



**Figur 4.2.2** – Spredningsplott av skallbredde (cm) mot tørrstoffprosent (%) i hepatopankreas for strandkrabber fra Sotra-april og Vesterålen. Korrelasjonsresultater:  $r=-0,5$ ,  $p<0,0001$  og  $r=-0,6$ ,  $p<0,002$  for henholdsvis hannkrabber ( $n=147$ ) og hunnkrabber ( $n=80$ ).



#### 4.3. Kadmiumakkumulering i strandkrabbens vev

Kadmiumkonsentrasjonen i hepatopankreas (tabell 4.3.1) varierte fra 0,046 til 10,85 mg/kg, med signifikant høyere konsentrasjon for hannene enn hunnene (T,  $p < 0,0001$ ), henholdsvis  $0,93 \pm 0,14$  og  $0,31 \pm 0,11$  mg/kg (median  $\pm$  SE). Høyest kadmiumkonsentrasjon ble målt i hannene fra Fleinvær, med medianverdi på  $1,97 \pm 0,54$  mg/kg, der to av verdiene var på 7,09 og 10,85 mg Cd/kg hepatopankreas, mens resten av konsentrasjonene var under 4,80 mg/kg.

Kadmiumkonsentrasjonen for begge kjønn var signifikant høyere i hepatopankreas enn i klokjøtt- og innrogn-prøvene (T,  $p = 0,0001$ ), samt at konsentrasjonen i innrogn-prøvene var signifikant høyere enn i klokjøtt (T,  $p = 0,0001$ ). Kadmiumkonsentrasjonen i klokjøtt-prøvene varierte fra 1,00 til 10,13  $\mu$ g/kg, med medianverdi på  $2,16 \pm 0,38$   $\mu$ g/kg, mens konsentrasjonen i innrogn-prøvene var omtrent syv ganger høyere (tabell 4.3.2). Det var ikke signifikant kjønnsforskjell i kadmiumkonsentrasjon for klokjøtt-prøvene (T,  $p = 0,5$ ).

Fordelingen av kadmium mellom analyserte vev ble beregnet for Kvitsøy-krabbene, da det for disse ble registrert vevsvekt for hepatopankreas, klokjøtt og innrogn for samtlige individer.

For hannene var den gjennomsnittlige kadmiumfordelingen 99 % i hepatopankreas og 0,3 % i klokjøtt. For hunnene var kadmiumfordelingen 92 % i hepatopankreas, 0,1 % i klokjøtt og 8 % i innrogn.

Variasjonen i kadmiumkonsentrasjon var lavere for prøvene av klokjøtt og innrogn (tabell 4.3.2), sammenliknet med hepatopankreas (tabell 4.3.1), til tross for relative standardavvik opp mot 80 % for klokjøtt-prøver av samme kjønn, fra samme lokalitet. Ingen av klokjøttverdiene oversteg EUs og Norges grenseverdi på 0,5 mg Cd/kg klokjøtt (våtvekt) til humant konsum.

**Tabell 4.3.1** – Kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas (mg/kg våtvekt) for samtlige strandkrabber. SD = standardavvik, RSD = relativt standardavvik og  $SE_M$  = standardfeil til median. Måleusikkerheten for enkeltmålinger = 20 % (>0,05 mg Cd/kg tv).

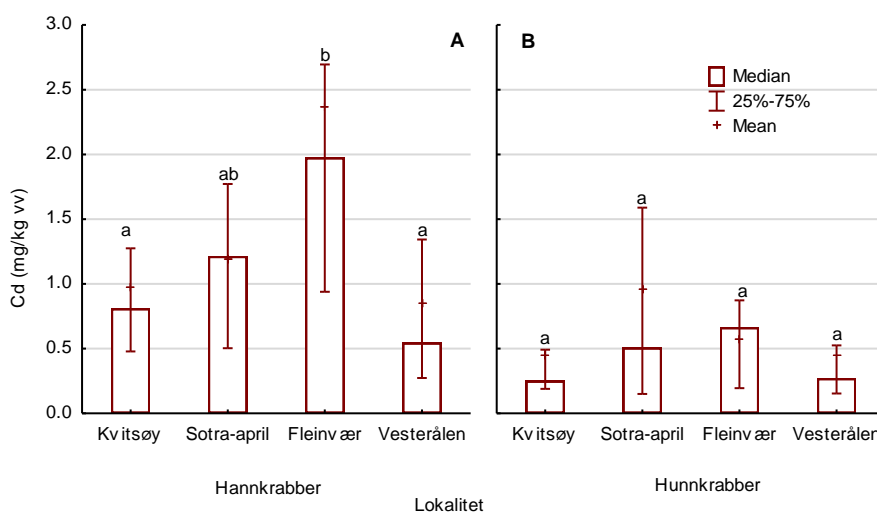
Lokalitet (Fangstdato)	Størrelse	Kjønn	Antall	Kadmiumkonsentrasjon (mg/kg våtvekt)					
				Snitt ± SD (RSD %)		Min	Maks	Median ± $SE_M$	
Kvitsøy (25-27/3-16)	Gj.sn.	Hanner	15	0,98 ± 0,68 (70)		0,11	2,68	0,81 ± 0,22	
		Hunner	15	0,45 ± 0,57 (125)		0,056	2,31	0,25 ± 0,18	
Sotra-april (16-18/4-16)	Små	Hanner	3	1,25 ± 0,40 (32)		0,81	1,58	1,36 ± 0,29	
		Hunner	12	0,9 ± 1,1 (135)		0,059	3,97	0,40 ± 0,42	
	Gj.sn.	Hanner	15	1,20 ± 0,73 (61)		0,14	2,39	1,21 ± 0,23	
		Hunner	15	1,0 ± 1,0 (107)		0,11	3,84	0,51 ± 0,33	
Store	Hanner	15	0,79 ± 0,38 (48)		0,25	1,46	0,78 ± 0,12		
Hardangerfjorden (15/4-22/5-16)	Gj.sn.	Hanner	15	1,3 ± 1,2 (87)		0,44	4,78	1,05 ± 0,38	
		Hunner	2	0,79 ± 0,39 (50)		0,51	1,06	0,79 ± 0,35	
Fleinvær (6-8/5-16)	Gj.sn.	Hanner	27	2,4 ± 2,2 (95)		0,37	10,85	1,97 ± 0,54	
		Hunner	3	0,58 ± 0,35 (60)		0,20	0,87	0,66 ± 0,25	
Vesterålen (27-29/5-16)	Små	Hanner	12	0,9 ± 1,1 (121)		0,16	4,05	0,48 ± 0,40	
		Hunner	3	0,57 ± 0,47 (82)		0,048	0,96	0,71 ± 0,34	
	Gj.sn.	Hanner	15	0,85 ± 0,64 (75)		0,17	1,91	0,54 ± 0,21	
		Hunner	15	0,45 ± 0,57 (124)		0,10	2,39	0,27 ± 0,18	
Store	Hanner	15	1,5 ± 1,1 (76)		0,39	4,05	0,90 ± 0,37		
Sotra-august (27-29/8-16)	Gj.sn.	Hanner	15	0,90 ± 0,78 (86)		0,093	3,38	0,74 ± 0,25	
		Hunner	15	0,39 ± 0,60 (152)		0,046	2,28	0,15 ± 0,19	
Alle lokaliteter	Små	Hanner	30	1,2 ± 1,1 (93)		0,16	4,78	0,80 ± 0,25	
		Hunner	17	0,80 ± 0,98 (123)		0,048	3,97	0,51 ± 0,30	
	Gj.sn.	Hanner	87	1,4 ± 1,5 (107)		0,093	10,85	0,95 ± 0,20	
		Hunner	63	0,57 ± 0,72 (127)		0,046	3,84	0,27 ± 0,11	
	Store	Hanner	30	1,14 ± 0,91 (79)		0,25	4,05	0,87 ± 0,21	
Alle størrelser	Hanner	147	1,3 ± 1,3 (101)		0,093	10,85	0,93 ± 0,14		
	Hunner	80	0,62 ± 0,78 (127)		0,046	3,97	0,31 ± 0,11		

**Tabell 4.3.2** – Kadmiumkonsentrasjon i klokjøtt og innrogn ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt) for gjennomsnittlige strandkrabber. *SD* = standardavvik, *RSD* = relativt standardavvik og *SEM* = standardfeil til median. Verdier for innrogn er for hver av lokalitetene basert på kun én samleprøve, og er således oppført med metodens måleusikkerhet (*MU*) på 40 % for måleområdet 0,005-0,05 mg/kg tørrvekt.

Lokalitet (Fangstdato)	Prøvetype	Kjønn	Antall krabber i prøven	Kadmiumkonsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt)			
				Snitt $\pm$ SD (RSD %)	Min	Maks	Median $\pm$ SEM
Kvitsøy (25-27/3-16)	Klokjøtt	Hanner	15	5,3 $\pm$ 4,2 (78)	2,81	10,13	3,0 $\pm$ 3,0
		Hunner	15	2,78 $\pm$ 0,58 (21)	2,13	3,25	2,96 $\pm$ 0,42
		Alle	30	4,0 $\pm$ 3,0 (74)	2,13	10,13	3,0 $\pm$ 1,5
Sotra-april (16-18/4-16)	Klokjøtt	Hanner	14	22,8 $\pm$ 9,1 (40)	-	-	22,8 $\pm$ 9,1
		Hanner	15	2,16 $\pm$ 0,63 (29)	1,46	2,69	2,32 $\pm$ 0,45
		Hunner	15	2,41 $\pm$ 0,33 (14)	2,04	2,67	2,52 $\pm$ 0,24
Fleinvær (6-8/5-16)	Klokjøtt	Alle	30	2,28 $\pm$ 0,47 (21)	1,46	2,69	2,42 $\pm$ 0,24
		Hanner	10	17,5 $\pm$ 7,0 (40)	-	-	17,5 $\pm$ 7,0
		Hanner	15	2,7 $\pm$ 1,5 (55)	1,71	4,44	2,0 $\pm$ 1,1
Vesterålen	Klokjøtt	Hunner	3	3,7 $\pm$ 1,6 (43)	2,03	5,12	3,8 $\pm$ 1,1
		Alle	18	3,2 $\pm$ 1,5 (46)	1,71	5,12	2,91 $\pm$ 0,74
		Hunner	2	9,2 $\pm$ 3,7 (40)	-	-	9,2 $\pm$ 3,7
Sotra-august (27-29/8-16)	Klokjøtt	Hanner	15	1,77 $\pm$ 0,37 (21)	1,52	2,19	1,58 $\pm$ 0,27
		Hunner	15	2,03 $\pm$ 0,23 (11)	1,77	2,18	2,14 $\pm$ 0,16
		Alle	30	1,89 $\pm$ 0,31 (16)	1,52	2,19	1,96 $\pm$ 0,16
Alle lokaliteter	Klokjøtt	Hanner	12	10,5 $\pm$ 4,2 (40)	-	-	10,5 $\pm$ 4,2
		Hanner	15	1,67 $\pm$ 1,15 (69)	1,00	3,00	1,00 $\pm$ 0,84
		Hunner	15	2,0 $\pm$ 0,0 (0)	2,00	2,0	2,0 $\pm$ 0,0
Alle lokaliteter	Klokjøtt	Alle	30	1,83 $\pm$ 0,75 (41)	1,00	3,0	2,00 $\pm$ 0,39
		Hanner	12	15 $\pm$ 6,0 (40)	-	-	15 $\pm$ 6,0
		Hanner	75	2,8 $\pm$ 2,2 (82)	1,00	10,13	2,19 $\pm$ 0,72
Alle lokaliteter	Klokjøtt	Hunner	63	2,57 $\pm$ 0,90 (35)	1,77	5,12	2,14 $\pm$ 0,29
		Alle	108	2,7 $\pm$ 1,7 (63)	1,00	10,13	2,16 $\pm$ 0,38
		Hunner	50	15,0 $\pm$ 5,5 (0)	9,23	22,78	15,0 $\pm$ 3,1

#### 4.4. Geografisk variasjon i kadmiumnivå – eksperiment 1

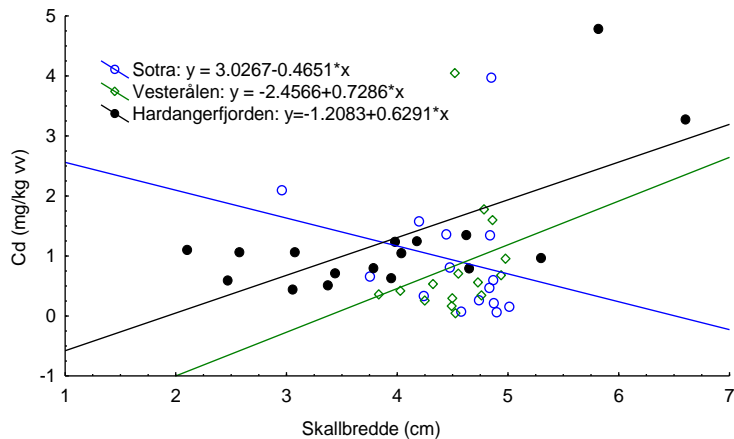
Kadmiumkonsentrasjonen i hunnkrabbenes hepatopankreas var ikke signifikant forskjellig mellom de ulike lokalitetene (T,  $p > 0,3$ , figur 4.4.1). Hannene fra Fleinvær hadde imidlertid signifikant høyere kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas sammenliknet med Kvitsøy-hannene fra sør (ANOVA og ANCOVA: T,  $p = 0,01$ ) og Vesterålen-hannene fra nord (ANOVA og ANCOVA: T,  $p = 0,001$ ), henholdsvis to- og fire ganger høyere. Hannene fra Vesterålen hadde ikke signifikant høyere kadmiumkonsentrasjon enn i sør (figur 4.4.1). Det var ingen signifikant geografisk forskjell i kadmiumnivå mellom klokjøtt- og innrogn-prøvene for hverken hann- eller hunnkrabbene (T,  $p = 0,1-1,0$ ).



**Figur 4.4.1** – Geografisk variasjon i kadmiumkonsentrasjon (mg/kg HP våtvekt) for strandkrabbene til eksperiment 1. Ulike bokstaver indikerer statistiske forskjeller ( $p < 0,05$ ). Figur A = hannkrabber og B = hunnkrabber. Resultatene er vist som median  $\pm$  25 % persentil, i tillegg til at gjennomsnittsverdier er vist.

#### 4.5. Kadmiumnivå i strandkrabber fra Hardangerfjorden – eksperiment 2

Kadmiumkonsentrasjonen var ikke signifikant høyere i hepatopankreas for strandkrabbene fra Hardangerfjorden (T,  $p > 0,1$ ). Kadmiumkonsentrasjonen varierte fra 0,44 til 4,78 mg/kg, med medianverdi på  $1,05 \pm 0,34$  mg/kg. Snittverdien var høyere for hannene enn hunnene (tabell 4.3.1), men med kun to hunner er dette for lite for å si noe om kjønnsforskjeller på denne lokaliteten.



**Figur 4.5.1** – Spredningsplott av kadmiumkonsentrasjon (mg/kg HP våtvekt) mot skallbredde for hannkrabbene karakterisert som små (tabell 4.2.1). Korrelasjonsresultater:  $r=0,7$  og  $p=0,003$  for Hardangerfjorden;  $r < |0,3|$  og  $p=0,4$  for øvrige lokaliteter.

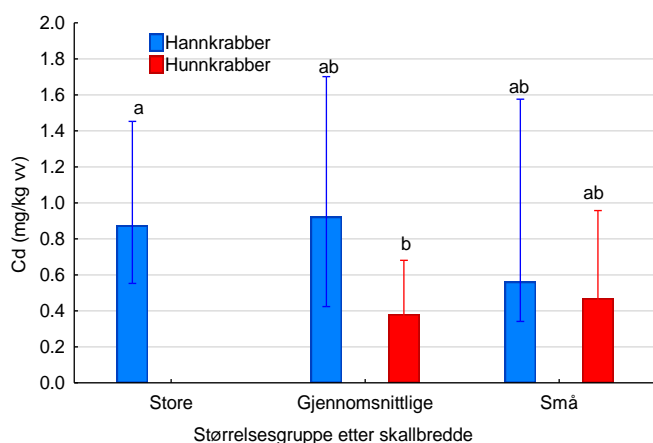
I motsetning til de små hannene fra Sotra- og Vesterålen, var kadmiumkonsentrasjon og skallbredde signifikant positivt korrelert for Hardangerfjorden-hannene (figur 4.5.1). De øvrige kvantifiserte elementene (kapittel 3.5.3) var for øvrig ikke signifikant positivt korrelert med Hardangerfjorden-krabbenes skallbredde. Prinsippkomponentanalyse på de små hannkrabbene viste videre ingen tydelig geografisk gruppering av krabbene i forhold til kadmium og fysiske parametere (vedlegg 4). Hardangerfjorden-krabbene skilte seg imidlertid tydelig ut fra de andre lokalitetene i henhold til øvrige elementkonsentrasjoner (kapittel 4.6.4).

## 4.6. Kadmiumnivå og fysiske parametere – eksperiment 3

### 4.6.1. Sammenheng mellom kadmium og krabbestørrelse

Det var ingen tydelig sammenheng mellom krabbestørrelse og kadmiumnivå i hepatopankreas for strandkrabbene fra Sotra-april og Vesterålen, til tross for relativt stor størrelsesvariasjon blant strandkrabbene. Variasjonen i skallbredde var opp mot tre ganger (tabell 4.2.1), men 90 % av krabbene var mellom 4,24 og 8,05 cm, som tilsvarer et spenn på to ganger.

Variasjonen i krabbevekt var imidlertid stor også for flertallet av krabbene, da 90 % av krabbene var mellom 16,81 og 129,06 gram, en forskjell på omtrent åtte ganger. Atskilt på kjønn var det ingen signifikante forskjeller i kadmiumnivå mellom de ulike størrelsesgruppene (T,  $p > 0,5$ ; figur 4.6.1).



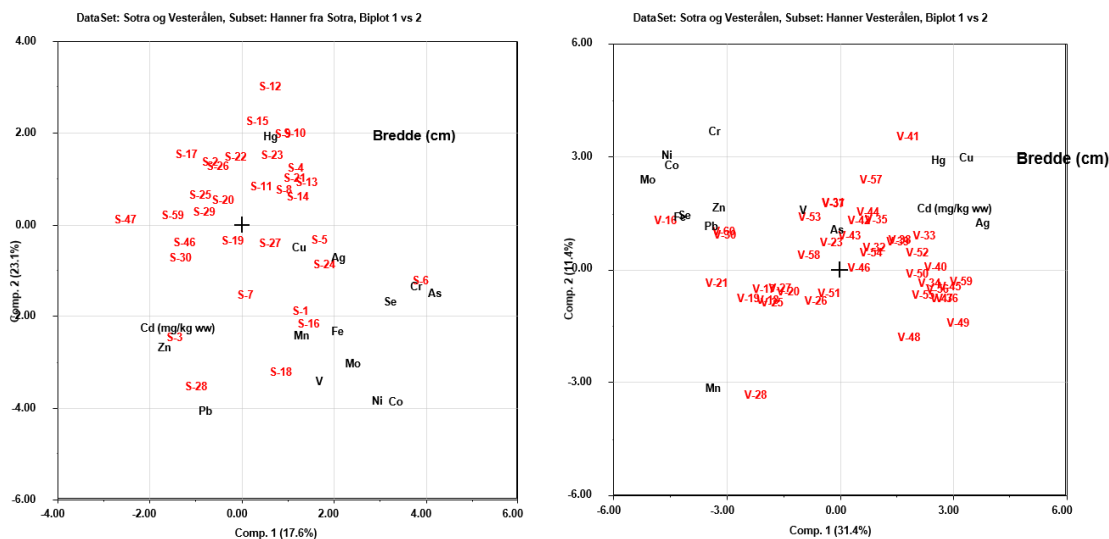
**Figur 4.6.1** – Kadmiumkonsentrasjon (mg/kg HP våtvekt) i strandkrabber fra Sotra og Vesterålen, karakterisert som store, gjennomsnittlige og små i skallbredde (tabell 4.2.1). Ulike bokstaver indikerer statistiske forskjeller (T,  $p < 0,05$ ). Resultatene er presentert som median  $\pm$  25 % persentil.

Delvis minste kvadraters metode, PLS, med kadmiumkonsentrasjon som responsvariabel viste positiv korrelasjon mellom kadmium og størrelsesparameterne for hannene fra Vesterålen (figur 4.6.2). PLS-modellene for Sotra- og Vesterålen-hannene forklarte henholdsvis 42,4 og 59,5 % av variansen med to prinsipalkomponenter, med  $r^2 \leq 0,2$  for målt mot predikert kadmiumkonsentrasjon. Lineær korrelasjon viste at sammenhengene var signifikante mellom kadmiumkonsentrasjon og variablene skallbredde, totalvekt, vekt av væske i buret og vekt av hepatopankreas ( $r=0,4$ ,  $p=0,007-0,01$ ). For Sotra-hannene var kadmium ukorrelert med skallbredde (figur 4.6.2).

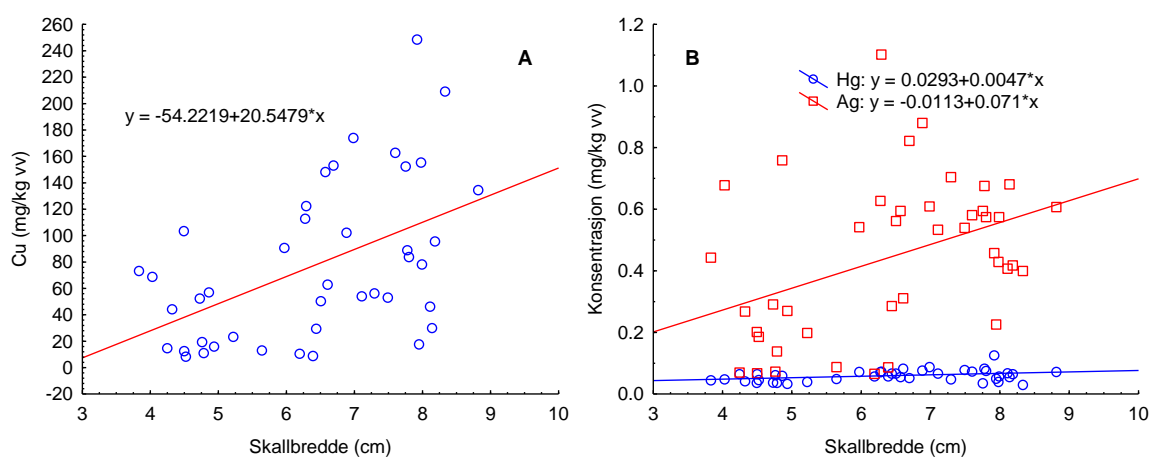


**Figur 4.6.2** – PLS-biplott for hannkrabbene fra henholdsvis Sotra og Vesterålen som viser sammenhenger mellom individene/objektene og variabler som fysiske parametere og kadmiumkonsentrasjon (mg/kg våtvekt).

Videre ble effekten av hannkrabbenes størrelse på andre elementer undersøkt. PLS viste for begge lokalitetene positiv korrelasjon mellom skallbredde og elementkonsentrasjon av kobber, kvikksølv og sølv, med sterkere korrelasjoner for Vesterålen-hannene (figur 4.6.3). PLS-modellene forklarte i overkant av 40 % av variansen med to prinsippkomponenter, med  $r^2 = 0,3$  og  $0,7$  for målt mot predikert skallbredde for henholdsvis Sotra- og Vesterålen. Lineær korrelasjon viste at sammenhengene mellom skallbredde og kobber, kvikksølv og sølv var signifikante (figur 4.6.4). Det var ingen signifikante sammenhenger mellom størrelse og elementkonsentrasjoner for Sotra-hannene ( $p > 0,05$ ).



**Figur 4.6.3** – PLS-biplott for hannkrabbene fra Sotra (t.v.) og Vesterålen (t.h.) som viser sammenhenger mellom individene/objektene og variabler (skallbredde og elementkonsentrasjoner (mg/kg våtvekt))

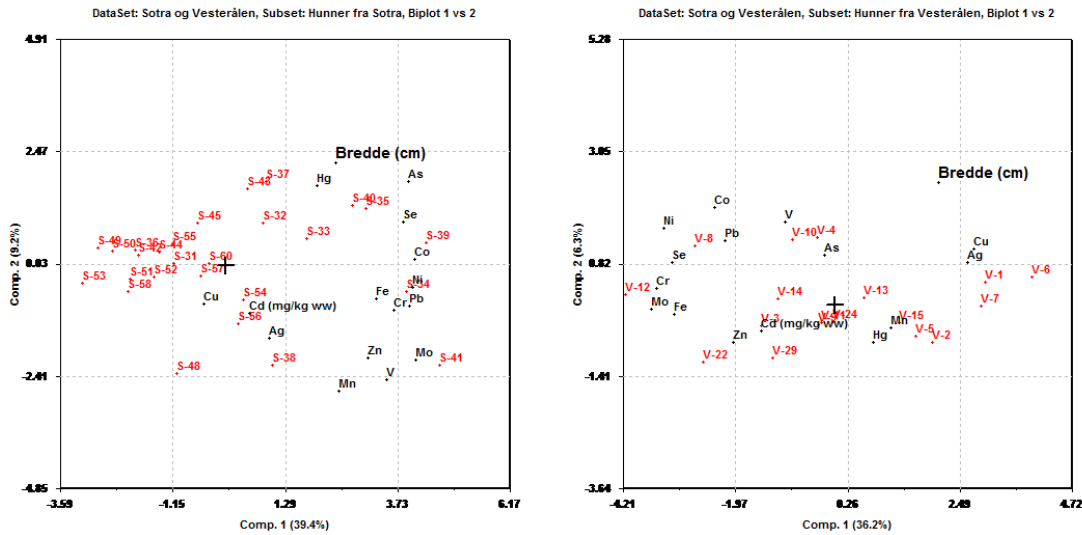


**Figur 4.6.4** - Sammenheng mellom skallbredde (cm) og elementkonsentrasjon av kobber (Cu) (figur A), sølv (Ag) og kvikksølv (Hg) (figur B) for hannkrabbene fra Vesterålen. Korrelasjonsresultater:  $r=0,5$ ,  $p=0,001$  for kobber,  $r=0,4$ ,  $p=0,02$  for kvikksølv og  $r=0,4$ ,  $p=0,007$  for sølv.

I motsetning til hannene, var det for hunnene fra både Sotra og Vesterålen ingen signifikante sammenhenger mellom kadmiumnivå og størrelsesparametere som skallbredde og vekt, samt vekt av hepatopankreas og væske i buret både sammenlagt og separat ( $r=-0,007-0,01$ ,  $p>0,4$ ). PLS-modellene med kadmiumkonsentrasjon som responsvariabel forklarte under 50 % av variansen i datasettet med to prinsipalkomponenter, med  $r^2 \leq 0,3$  for målt mot predikert kadmiumkonsentrasjon, og viste ingen klare sammenhenger mellom kadmiumnivå og størrelse.



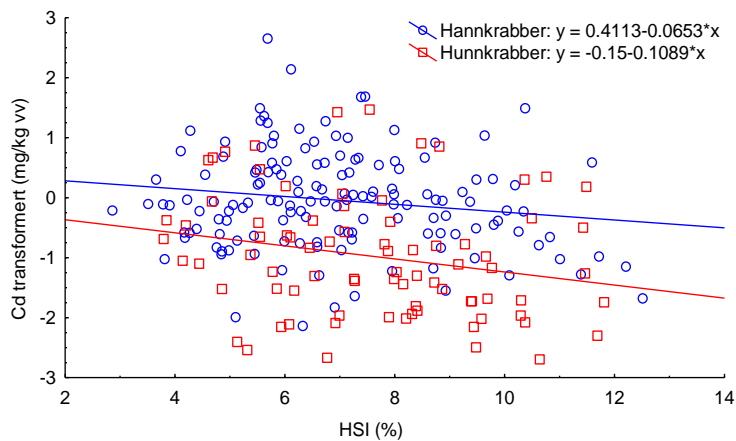
Effekten av størrelse på andre elementkonsentrasjoner ble som for hannene også undersøkt for hunnene. Det var ingen entydige sammenhenger mellom elementkonsentrasjoner og skallbredde (figur 4.6.5). PLS-modellene forklarte omtrent 40 % av variansen ved bruk av to prinsippkomponenter (figur 4.6.5), med  $r^2 = 0,4$  for målt mot predikert skallbredde.



**Figur 4.6.5** - PLS-biplot for hunnkrabbene fra Sotra (t.v.) og Vesterålen (t.h.) som viser sammenhenger mellom individene/objektene og variabler (fysiske parametere og elementkonsentrasjoner (mg/kg våtvekt)).

#### 4.6.2. Sammenheng mellom kadmium og kjønn

Kjønn hadde en klar innvirkning på kadmiumnivå, da hannene hadde signifikant høyere kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas (kapittel 4.3). Fysiske parametere som var signifikant forskjellige mellom hann- og hunnkrabbene kan ha vært av betydning for kadmiumnivåene. Eksempelvis var hannene signifikant større enn hunnene i både skallbredde og vekt (kapittel 4.2), men sammenhengen mellom krabbestørrelse og kadmiumnivå var generelt lav (kapittel 4.6.1). Hunnkrabbene hadde videre signifikant lavere hepatosomatisk indeks, og korrelasjonen mellom kadmium og HSI var signifikant negativ for hunnene (figur 4.6.6). For hannene var det signifikant negativ sammenheng mellom kadmium og andelen hepatopankreas i buret ( $r = -0,2$ ,  $p = 0,007$ ), men inndelt i mindre datasett etter lokalitet og størrelse var ikke sammenhengen signifikant. Videre var det signifikant flere rødlige hunnkrabber, men det var ingen signifikant korrelasjon mellom skallfarge og kadmiumnivå ( $p > 0,06$ ).



**Figur 4.6.6** – Spredningsplott av transformert kadmiumkonsentrasjon (mg/kg HP transformert) mot hepatosomatisk indeks (HSI %) for hann- og hunnkrabbene i oppgavene. Korrelasjonsresultater:  $r=-0,2$  og  $p=0,05$  for hannkrabbene;  $r=-0,2$  og  $p=0,04$  for hunnkrabbene.

#### 4.6.3. Sammenheng mellom kadmium andre fysiske parametere

Flere resultater viste at hepatosomatisk indeks kunne ha en sammenheng med kadmium. Som nevnt hadde hannene signifikant lavere HSI og høyere kadmiumnivå, og sammenhengen mellom HSI og kadmiumnivå var for hunnkrabbene signifikant negativ (figur 4.6.6). Videre hadde begge kjønn signifikant høyere HSI i august enn april (T,  $p<0,003$ ), samt lavere kadmiumnivå (kapittel 4.7). Hunnene med utrogn ( $n = 9$ ) hadde videre signifikant høyere kadmiumkonsentrasjon enn øvrige hunner (T,  $p=0,01$ ), men det var ingen signifikant korrelasjon mellom kadmiumnivå og gonadestadium. For hannkrabbene var det signifikant negativ korrelasjon mellom kadmiumkonsentrasjon og tørrstoffprosent i hepatopankreas ( $r=-0,2$ ,  $p=0,02$ ), men inndelt etter lokalitet, var sammenhengen kun signifikant for Vesterålen-hannene ( $r=-0,4$ ,  $p=0,004$ ).

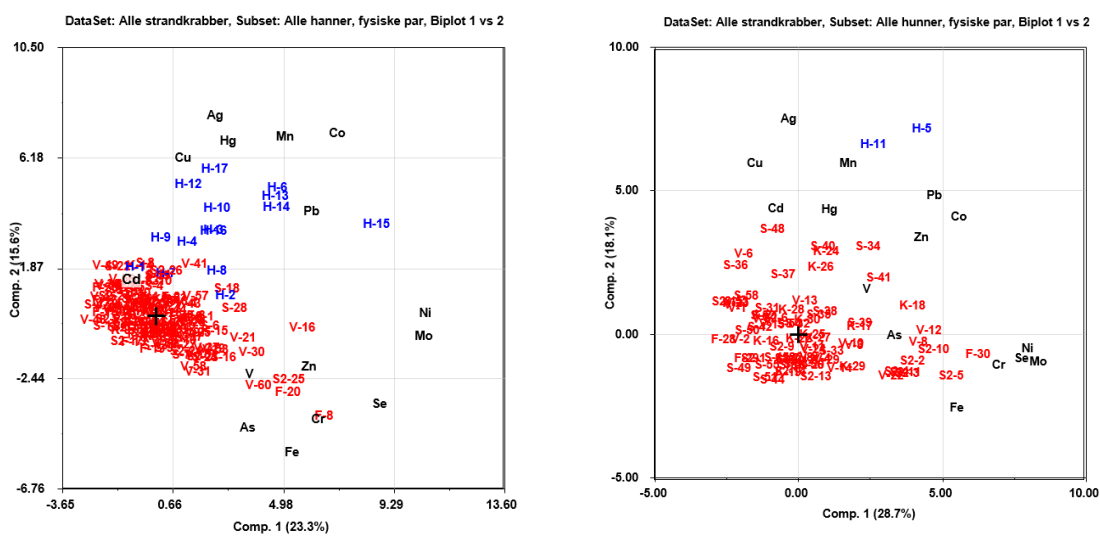
Da skallfarge og skallskiftestadium varierte signifikant med sesongen, ble strandkrabbene til eksperiment 4 benyttet for evaluering av disse parameterne i forhold til kadmiumnivå, siden variasjonen i parameterne var relativt lav for hele datasettet. Det var signifikant flere grønne hunner i august ( $n = 10$ ) enn april ( $n = 0$ ), og de grønne hunnene fra august hadde signifikant lavere kadmiumkonsentrasjon enn de rødlige hunnene fra april (T,  $p=0,04$ ). Til tross for signifikant flere hunner i skallskiftestadium 2 enn 3 i august sammenliknet med april, var det ingen signifikant forskjell i kadmiumnivå i forhold til skallskiftestadium (T,  $p=0,5$ ).

Det ble ikke funnet andre klare sammenhenger mellom kadmium og registrerte fysiske parametere ved å dele opp i mindre datasett etter lokalitet og størrelse, med unntak av at

kadmiumkonsentrasjonen i Hardangerfjorden-hannene var signifikant proporsjonal med krabbestørrelse, som tidligere nevnt (kapittel 4.5).

#### 4.6.4. Sammenheng mellom kadmium og andre elementer

Prinsippkomponentanalyse på elementene som ble kvantifisert (figur 4.6.7) viste for begge kjønn en gruppering av tungmetallene sølv, kvikksølv, kobber og bly, som sett bort fra usikkerhet var positivt korrelert med kadmium. Inndelt i mindre grupper etter lokaliteter og tid for prøveinnsamling, var det ingen entydige signifikante sammenhenger mellom kadmium og andre elementkonsentrasjoner for hverken hann- eller hunnkrabbene.

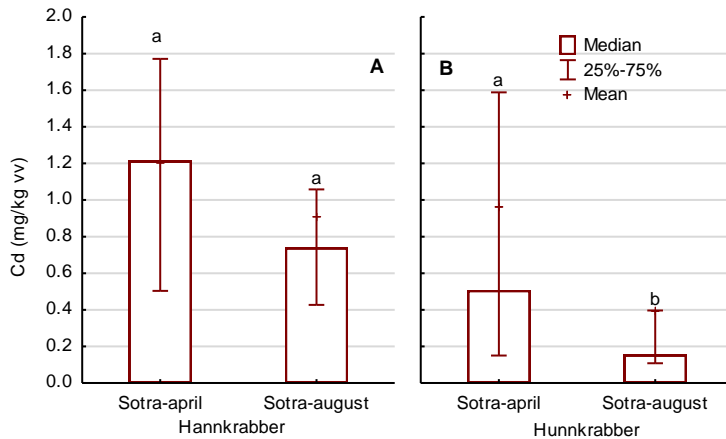


**Figur 4.6.7** - PCA-biplott for hannkrabbene (t.v.) og hunnkrabbene (t.h.) som viser sammenhenger mellom individene/objektene og variabler (elementkonsentrasjoner (mg/kg våtvekt)).

For begge kjønn skilte krabbene fra Hardangerfjorden seg ut (markert blått i figur 4.6.7), med tilsynelatende høyere konsentrasjon av kobber, kvikksølv, sølv, mangan, kobolt og bly. Sammenliknet med samtlige lokaliteter, var konsentrasjonen av kvikksølv, kobolt og bly signifikant høyere for hannene fra Hardangerfjorden (T,  $p < 0,0001$ ; elementkonsentrasjoner i vedlegg 3) – prøvematerialet var for lite til å vurdere signifikante forskjeller for hunnene.

#### 4.7. Sesongvariasjon i kadmiumnivå – eksperiment 4

Hunnkrabbene fra Sotra hadde signifikant lavere kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas på sensommeren sammenliknet med våren (T,  $p=0,03$ ), men ikke hannene (T,  $p>0,05$ ; figur 4.7.1). For klokjøtt- og innrogn-prøvene var det ingen signifikant sesongvariasjon i kadmiumnivå (T,  $p>0,7$ ).



**Figur 4.7.1** – Kadmiumkonsentrasjon (mg/kg HP våtvekt) for hann- og hunnkrabber fra Sotra. Ulike bokstaver viser statistiske forskjeller ( $p<0,05$ ). Figur A = hannkrabber og B = hunnkrabber. Resultatene er vist som median  $\pm$  25 % persentil, i tillegg til at gjennomsnittsverdier er vist.

#### 4.8. Kadmium i strandkrabbesuppe – eksperiment 5

Kadmiumkonsentrasjonen i strandkrabbesuppe fra Sotra og Vesterålen varierte fra 17,0 til 79,2 µg/kg, med snittverdi på henholdsvis  $28 \pm 11$  og  $63 \pm 14$  µg/kg (tabell 4.8.1). Ved sammenlikning av kadmiumkonsentrasjon i suppe med hepatopankreas-verdier av strandkrabber fra samme lokalitet, ble det funnet at fra 28 til 90 % av strandkrabbenes kadmiumnivå ble overført til suppene. I blankprøven var kadmiumnivået mellom deteksjons- og kvantifiseringsgrensen (tabell 4.8.1).

**Tabell 4.8.1** – Kadmiumkonsentrasjon (µg/kg våtvekt) i suppeprøver av strandkrabber fra Sotra og Vesterålen. SD = standardavvik, RSD = relativt standardavvik. Enkeltmålinger er oppgitt sammen med måleusikkerheten på 20 % for konsentrasjoner > 0,05 mg Cd/kg tørrvekt. Med «andel Cd overført», menes omtrentlig prosentandel kadmium overført fra strandkrabbenes hepatopankreas til suppeprøvene.

Lokalitet	Kadmiumkonsentrasjon (µg/kg våtvekt)					Andel Cd overført (%)			
	Suppe 1 (± 20 %)	Suppe 2 (± 20 %)	Suppe 3 (±20 %)	Snitt ± SD	RSD (%)	Min	Maks	Snitt	SD
Sotra	17,0 ± 3,4	38,9 ± 7,8	27,7 ± 5,5	28 ± 11	39	17,0	38,9	50	23
Vesterålen	58 ± 12	53 ± 11	79 ± 16	63 ± 14	22	52,6	79,2	73	15
Blankprøve	3*								

\*Mellom LOD og LOQ på 1-5 µg/kg tv (3 µg/kg vv = 4 µg/kg tv)

## 5. Diskusjon

### 5.1. Kvalitetssikring av analysemetode

Analyseresultatene fra de sertifiserte referansematerialene viste at riktigheten og presisjonen for kadmiumanalysen var akseptabel. De fleste elementene var innenfor alarmgrensene på  $\pm 2$  SD, og samtlige elementer i både O.T. og Tort-3 var innenfor måleusikkerheten til metoden, med unntak av én måling av sølv i Tort-3 som ble analysert 13.10.2016. Prøven ble reinjisert med samme resultat. Da fokus i denne oppgaven var på kadmium, var ikke det noe problem. Lave relative standardavvik for de resterende elementene i både O.T. og Tort-3, samt at målingene var innenfor metodens måleusikkerhet, viser god presisjon i analysen.

I følge NIFES' metodebeskrivelse er homogeniseringen ansett å gi det største usikkerhetsbidraget i analysemetoden (NIFES, 2016b). Da hepatopankreas-matrisen var mer heterogen (egne observasjoner) enn for eksempel klokjøtt, ble hepatopankreas-prøvene ytterligere homogenisert med mortel før oppslutning. Kalibrering av instrument og ekstern standardkurve vil kunne gi middels usikkerhetsbidrag til metoden. Betydelig feil grunnet kalibreringskurvene er lite sannsynlig, ettersom hvert element i de eksterne standardkurvene ble undersøkt og godkjent før analyse av prøvemateriale. Usikkerhet forbundet med frysetørking, innveining, oppmåling, overføringer til sentrifugerør og blankprøve antas å gi ubetydelige bidrag til metodens måleusikkerhet (NIFES, 2016b). Det er imidlertid mulig at våtvekten av hepatopankreas var noe unøyaktig, da det er vanskelig å finne en metode for å ta hepatopankreas-prøver slik at relativt væskeinnhold blir likt for alle. Væsken i buret ble helt av like lenge for hver krabbe før vekten av hepatopankreas ble registrert, og det ble registrert at mengden vann i buret, samt vanninnholdet i hepatopankreas økte med økende skallbredde, som også observert av Bjerregaard og Depledge (2002). Væsken består hovedsakelig av hemolymfe/blod, som har betydelig lavere kadmiumkonsentrasjon enn hepatopankreas (Bjerregaard og Depledge, 2002). Dersom en større andel hemolymfe veies inn som en del av krabbens hepatopankreas-vekt, vil våtvekten bli større, og målte elementkonsentrasjoner vil kunne bli lavere enn reelle verdier. Tørrstoffinnholdet i hepatopankreas var imidlertid ikke signifikant forskjellig mellom hverken kjønn eller lokaliteter. Dessuten ble alle konsentrasjoner behandlet likt, og det forventes dermed at trendene i resultatene ikke ble påvirket. For sikkerhets skyld, ble korrelasjoner undersøkt også ved bruk av tørrvekt-konsentrasjoner.

Analyseresultatene kan være påvirket av at analysene ble utført over flere dager. Dette er sannsynligvis ikke av spesiell betydning siden analysene alltid ble utført av godkjente analytikere på samme laboratorium og med samme instrumentering. Dessuten ble kontrollkort av SRM vurdert før hver analyse som kvalitetskontroll. På kontrollkortene for kadmium (vedlegg 6) var ingen av analysene av SRM utenfor aksjonsgrensene og kun én gang utenfor alarmgrensen (analyser med prøver utenfor aksjonsgrensen vil bli gjort på nytt). Med utgangspunkt i disse og tidligere kontrollkort ble samtlige prøver vurdert som tilstrekkelig gode for kadmiumbestemmelsen. Dessuten er analyseinstrumentet dokumentert å fungere tilfredsstillende i forhold til kravene i metoden (NIFES, 2014c).

En utfordring ved bruk av ICP-MS som detektor kan være polyatomisk interferens (NIFES, 2016b). I denne oppgaven ble kadmium detektert og kvantifisert som  $^{111}\text{Cd}$ . Jo høyere masse, jo mindre sannsynlig er det at det dannes interferens med eksempelvis oksider og argider (Solli, pers. komm.). Av den grunn vil ikke polyatomisk interferens være et problem ved kvantifiseringen av kadmium i denne oppgaven.

Med utgangspunkt i metodens oppgitte måleusikkerhet for kadmium på 20 % for konsentrasjon  $>10 \times \text{LOQ}$ , ble riktigheten og presisjonen i metallanalysen ansett som tilfredsstillende, til tross for at presisjonen kunne vært nærmere undersøkt ved analyse av biologiske paralleller.

#### 5.1.1. Vurdering av prøvemateriale

Behovet for en nøye planlagt prøveinnsamlingsplan er viktig for å minimere risikoen for introduksjon av feilaktige trender i analysedata som følge av naturlig, biologisk variasjon (Urdal et al., 2009). Samtlige strandkrabber ble fisket med krepseteiner på omtrent samme dyp, da kadmiumkonsentrasjonen kan variere med vanddybden (Simpson, 1981, Sigel et al., 2012, Lares et al., 2002, Mubiana et al., 2006). Etter fangst, ble krabbene transportert i lukkede beholdere for å minimere kontamineringsrisikoen. Reisetiden til strandkrabbene fra Nord-Norge var omtrent én dag lenger enn for øvrige krabber, men dette antas ikke å være avgjørende for metallkonsentrasjonen, da de ble transportert fuktig slik at de ikke mistet for mye væske, noe som kan forandre tørrstoffinnholdet. Samtlige krabber fra hver lokalitet ble etter ankomst dissekert ferske ved prøvemottaket på NIFES, da tidligere undersøkelser av taskekrabbe har vist at kadmium kan lekke fra brunmat til klokjøtt under koking og frysing (Wiech et al., 2017, Vange, 2011, Vik, 2014).

Kadmiumkonsentrasjonen i strandkrabbe kan være sesongavhengig (Bjerregaard et al., 2005). For å minimere sesongvariasjoner mellom strandkrabbene, ble de derfor samlet inn i løpet av vårmånedene mars-mai 2016, da undersøkelser har vist at økt temperatur (Ray, 1984) og redusert salinitet (Rainbow, 1997, Burke et al., 2003) øker biotilgjengeligheten av kadmium i vannet. Målinger av temperatur og salinitet i vannet ble ikke foretatt ved prøvelokalitetene, men resultater fra Havforskningsinstituttets faste målestasjoner viser at variasjonen i både temperatur og saltinnhold mellom Nord- og Sør-Norge i tiden for prøvetaking ikke var stor (vedlegg 7). Saliniteten i Sjøfjorden/Hardangerfjorden kan imidlertid ha vært noe lavere sammenliknet med de øvrige lokalitetene, fordi norsk fjordvann generelt har saltholdighet mindre enn 25 ‰, mens kystvannets salinitet er over 30 ‰ (Ervik et al., 2008). Tilførselen av ferskvann til Hardangerfjorden er rapportert av Ervik et al. (2008) å være størst i forbindelse med snøsmeltingen i juni, samt at det er målt lavest saltholdighet i overflatevannet i perioden mai-august og oktober, noe Ruus et al. (2013) hevder å skyldes perioder med store nedbørmengder og snøsmelting (mai). Salinitetsforskjellene ville dermed hatt større potensiell effekt på kadmiumkonsentrasjonen i strandkrabbene om de hadde blitt høstet om sommeren når saliniteten er lavere.

Til tross for en standardisert prøveinnsamlingsprosess, vil det alltid være noe biologisk variasjon. I denne studien ble det fra samtlige lokaliteter fanget flere hann- enn hunnkrabber, noe som kan tyde på at det generelt finnes flere hanner, i overensstemmelse med en studie av Lyons et al. (2012). Hannene var videre betydelig større både i skallbredde og vekt enn hunnene, i tillegg til at de hadde relativt større klør, i samsvar med andre studier (Crothers, 1967, Lyons et al., 2012, Warner, 1977). Kjønnfordelingen, så vel som størrelsesfordelingen, kan imidlertid skyldes tilfeldigheter, som at hunnkrabbene var samlet på andre dyp (kapittel 2.3.2) eller i områder som ikke var med i studien, og at de av den grunn ikke gikk i teinene. Det er også mulig at mindre hunnkrabber ikke gikk i teinene om det allerede var store hanner tilstede. Bjerregaard et al. (2005) har videre rapportert høyere kadmiumverdier i hepatopankreas for hanner sammenliknet med hunner. For å unngå eventuell variasjon i kadmiumkonsentrasjon som følge av kjønnsforskjeller, ble det tatt hensyn til dette i den statistiske analysen. Siden det tidligere er rapportert ulike sammenhenger mellom kadmiumkonsentrasjon og krabbestørrelse (Bjerregaard og Depledge, 2002, Turoczy et al., 2001), ble strandkrabbene som var mest like hverandre med hensyn til skallbredde og vekt valgt ut til kadmiumbestemmelse for eksperiment 1, til tross for at noe variasjon forekom. Hannene fra Fleinvær var signifikant bredere enn øvrige hanner, og hunnene fra Kvitsøy var



signifikant mindre enn de andre hunnene. Da det var dårlig sammenheng mellom kadmiumnivå og skallbredde (kapittel 4.6.1) antas ikke dette å være utslagsgivende for sammenlikningen av krabbenes kadmiumnivå. En studie av Styrishave et al. (2000) har demonstrert at også skallfargen kan være av betydning for kadmiumnivå. Derfor ble det valgt ut strandkrabber med liknende skallfarge der utvalget var stort nok. Det ble imidlertid registrert flere røde hunner enn hanner, noe som kan skyldes at hunnene kan beholde rødfargen gjennom hele skallskiftesyklusen, mens hannene vanligvis endrer skallfarge fra grønn til rød i løpet av syklusen (Reid et al., 1997). Tidligere studier har tilsvarende vist at det ofte fanges flere rødlige hunner enn hanner (McGaw og Naylor, 1992, McKnight et al., 2000). Ellers var det ønskelig med likt prøveantall og kjønnsfordeling fra hver lokalitet, både for statistisk å kunne sammenlikne kadmiumkonsentrasjon i hann- og hunnkrabber fra samme sted, samt for å kunne vurdere geografisk variasjon for hvert av kjønnene.

Kontaminering av vevsprøvene ved prøveopparbeidingen vil kunne føre til feilaktige analyseresultater. Eksempelvis vil kontaminering fra hepatopankreas til innrogn kunne medføre høyere målt konsentrasjon i innrogn-prøven enn reell verdi. For enkelte strandkrabber var det vanskelig å skille hepatopankreas fra innrogn, og en kan ikke utelukke at kontaminering av innrogn kan ha forekommet. I likhet med andre studier (Bjerregaard and Depledge, 2002, Bjerregaard et al., 2005, Nissen et al., 2005), var imidlertid målt kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas signifikant høyere enn i klokjøtt- og innrogn-prøvene. Dessuten ble det benyttet forskjellig disseksjons- og oppmalingsutstyr på de ulike vevene for å unngå kontaminering, samt at utstyret ble tørket godt mellom hver prøve og vasket grundig ved behandling av krabber fra ulike lokaliteter.

Bestemmelsen av de fysiske parameterne gonademodning, skallskiftestadium og matfylde kan ha vært noe subjektiv. Usikkerhet forbundet med dette ble imidlertid minimert ved at samme person utførte disseksjon og opparbeiding av samtlige strandkrabber i prosjektet. Ellers var spredningen i kadmiumdata stor for hepatopankreas-prøvene. Derfor vil kadmiumkonsentrasjonen i samleprøvene av klokjøtt og innrogn kunne være forskjøvet i begge retninger. Dette kan være av særlig viktighet for samleprøvene fra Kvitsøy, da disse ble laget ved å veie inn enkeltkrabbenes totale mengde vevsprøve, heller enn å veie inn like mye fra hver krabbe. Variasjonen i vevsvekt i de ulike samleprøvene var imidlertid relativt lav (vedlegg 2), og det antas derfor at dette ikke vil være av spesielt stor betydning. Enkeltp prøver med forhøyede kadmiumnivåer er i denne oppgaven trolig ikke uteliggere som skyldes feilaktige analyseresultater, men heller et resultat av biologisk variasjon.

De presenterte resultatene for beregnet mengde kadmium overført til suppeprøvene er kun ment som estimatverdier, da det var stor variasjon blant strandkrabbenes målte kadmiumnivå. Det vil også være feilaktig å sammenlikne kadmiumkonsentrasjonen i strandkrabbesuppe med konsentrasjonen i hepatopankreas, da kadmiumkonsentrasjonen som måles i suppen også vil kunne være påvirket av overføring fra andre vev, som strandkrabbens eksoskjelett, muskelvev, gonader og gjeller, fordi strandkrabbene ble knust og kokt hele. Da mesteparten av strandkrabbens totale kadmiummengde finnes i hepatopankreas (Bjerregaard og Depledge, 2002), ble det sett bort fra dette bidraget. Ellers kan en koketid på 30 min være i overkant ettersom suppen kan bli besk ved å koke for lenge. Lang koketid ble valgt som forsøk på å ekstrahere så mye kadmium som mulig. Ellers ble det i blankprøve av springvann og olje målt kadmium under den fastsatte kvantifiseringsgrensen (LOQ), slik at det ikke ble antatt å være kadmiuminterferens i suppeprøvene som følge av bakgrunnsnivåer.

#### 5.1.2. Vurdering av databehandling

Som nevnt i kapittel 3.6: «Databehandling», ble kovariansanalyse (ANCOVA) benyttet for å undersøke geografisk forskjell i kadmiumkonsentrasjon for hannkrabbene til eksperiment 1, med skallbredde som kovariat variabel. Antakelsen om lineært forhold mellom kovariat og den avhengige variabelen var ikke oppfylt for alle lokalitetene, noe som kan ha ført til at justeringene gjort i ANCOVA var forskjøvet slik at styrken på testen var svekket. ANCOVA ble likevel utført som forsøk på å korrigere for en mulig effekt av skallbredde på kadmiumnivåene ved de ulike lokalitetene. Kadmiumkonsentrasjonen i hannene fra Fleinvær var signifikant høyere enn i Sotra og Vesterålen både ved ANOVA og ANCOVA, med like p-verdier for begge analysemetodene. Da det i denne oppgaven ikke ble funnet en klar sammenheng mellom kadmiumnivå og skallbredde (kapittel 4.6.1), var ikke dette uventet.

Relativt lite av variansen var forklart ved to prinsipalkomponenter for de ulike PCA- og PLS-plottene i oppgaven, fra 39 til 66 %. Plottene må derfor benyttes eksplorativt, med forbehold om tilhørende usikkerhet. Det ble lagt mindre vekt på å forklare sammenhenger mellom variabler som var nær sentrum, da lite av variansen vil være forklart for en variabel nær sentrum (kapittel 2.6.1-2.6.2). Videre var korrelasjonen mellom målt og predikert responsvariabel lav for samtlige PLS-analyser ( $r^2 \leq 0,4$ ), med unntak av hannkrabbene fra Vesterålen, der kadmium ble valgt som responsvariabel ( $r^2 = 0,7$ ). Modellen var imidlertid ikke optimal, da responsvariabelen var relativt nær sentrum i biplottet (figur 4.6.2).

## 5.2. Geografisk sammenlikning av kadmiumnivå i strand- og taskekrabbe

I motsetning til taskekrabben, var ikke kadmiumnivåene i strandkrabbe forhøyede i Nord-sammenliknet med Sør-Norge. Kadmiumkonsentrasjonen i klokjøtt- og innrogn-prøvene var ikke signifikant forskjellig mellom lokalitetene for hverken hann- eller hunnkrabbene. For hunnene var det ingen signifikante geografiske forskjeller for hepatopankreas-prøvene. Hannene fra Fleinvær i nord hadde imidlertid 2 ganger høyere kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas sammenliknet med Kvitsøy i sør, og 4 ganger høyere enn Vesterålen, som er lenger nord enn Fleinvær. Hannene fra Vesterålen hadde ikke signifikant høyere kadmiumkonsentrasjon enn i sør (figur 4.4.1). Totalt sett var det altså ikke høyere kadmiumkonsentrasjon i Nord-Norge. Årsaken til signifikant høyere kadmiumkonsentrasjon for Fleinvær-hannene er ikke kjent, men kan skyldes tilfeldig biologisk variasjon, da individvariasjonen var stor. Dette kan undersøkes videre. Fleinvær kan også være et område med spesielt mye kadmium, men analyser av taskekrabbe fra Nord-Norge har påvist forhøyede kadmiumnivåer både ved stasjoner nær Fleinvær og Vesterålen (Julshamn et al., 2013b, Julshamn et al., 2012). Strandkrabber fra flere lokaliteter i Nord-Norge bør undersøkes for å se om flere har forhøyede kadmiumnivåer.

Lavere kadmiumnivå på  $1,3 \pm 1,6$  mg/kg i strandkrabbe fra Nord-Norge sammenliknet med  $8,7 \pm 7,4$  mg/kg for taskekrabben (Frantzen et al., 2015), kan skyldes flere, gjerne sammensatte årsaker. En mulig forklaring er at strandkrabben er mer tilpasnings- og levedyktig i Nord-Norge sammenliknet med taskekrabben. Strandkrabben er svært motstandsdyktig og tåler relativt store temperatur- og salinitetsvariasjoner (kapittel 2.3.2). Av den grunn vokser trolig strandkrabben godt selv i det kalde klimaet i nord. En pågående studie av Bakke et al. indikerer derimot at taskekrabben i Nord-Norge har betydelig lavere skallskiftefrekvens, og dermed lavere vekstrate sammenliknet med lenger sør (Bakke, pers. komm.). Dette kan skyldes at taskekrabben er en relativt ny art i Nord-Norge (Bakketeig et al., 2016) som ikke er tilpasset det kalde klimaet (Havforskningsinstituttet, 2017). Med lavere skallskiftefrekvens vil en krabbe av en gitt størrelse i nord ha hatt lengre tid til å akkumulere metaller sammenliknet med en krabbe av samme størrelse fra sør. I tillegg vil trolig veksten av total mengde kroppsvev være mindre, noe som kan medføre økt kadmiumkonsentrasjon i vev som hepatopankreas over tid, og dermed relativt høyere kadmiumkonsentrasjon sammenliknet med krabber fra sør på samme størrelse. Lavere skallskiftefrekvens for taskekrabbe fra Nord-Norge kan også resultere i at potensiell ekskresjon av kadmium i forbindelse med skallskiftet er lavere sammenliknet med Sør-Norge. Bergey og Weis (2007)

har foreslått ekskresjon av tungmetallet bly ved skallskiftet som en mulig mekanisme for krabbarten *Uca pugnax*. Dersom også kadmium elimineres på denne måten, vil trolig taskekrabben i Nord-Norge ha mindre mulighet til å kvitte seg med kadmium som følge av lavere skallskiftefrekvens sammenliknet med Sør-Norge. Videre vil effekten av metallfortynning ved vekst (kapittel 2.3.6) være mindre ved lavere veksthastighet, noe som kan medføre økt kadmiumkonsentrasjon i taskekrabbe fra nord. De høye kadmiumnivåene i taskekrabbe fra Nord-Norge kan også ha en sammenheng med potensielt kortere halveringstid for kadmium i det kalde klimaet i nord sammenliknet med lenger sør. Bjerregaard et al. (2005) har diskutert at halveringstiden til kadmium i strandkrabbe sannsynligvis er kortere om sommeren, når aktiviteten til krabbene er høyere. Dersom dette er tilfelle for taskekrabben, kan dermed den biologiske halveringstiden for kadmium være kortere i det kalde klimaet i Nord-Norge, hvor krabbene kan ha lavere aktivitet enn lenger sør, noe som medfører relativt høyere kadmiumnivåer i nord.

Da føden trolig er den viktigste kadmiumkilden (Davies et al., 1981, Bjerregaard et al., 2005, Pedersen et al., 2014, Ness, 2014), kan ulikt fødevalg være av betydning for strand- og taskekrabbens forskjellige kadmiumnivåer. Ulik diett kan eksempelvis skyldes forskjellig mattilgjengelighet som følge av forskjeller i den sesongvise migreringen til dypvannet (offshore) om vinteren, samt ulik fordeling i vannsøylen (Crothers, 1968, Sunnanå, 2008, Atkinson og Parsons, 1973, Woll, 2005). Strandkrabben oppholder seg generelt på grunnere vann enn taskekrabben, og migrerer sannsynligvis ikke til like dypt vann som taskekrabben om vinteren, grunnet strandkrabbens motstandsdyktighet ovenfor ytre faktorer som temperatur (Klassen og Locke, 2007). Forskjeller i diett kan også forklare hvorfor strandkrabben generelt har lavere kadmiumnivå langs hele norskekysten. For lokaliteter sør for Saltfjorden er det i taskekrabbe målt gjennomsnittlige kadmiumkonsentrasjoner fra 0,55 til 4,8 mg/kg i brunmat (Julshamn et al., 2012), sammenliknet med gjennomsnittlige konsentrasjoner fra  $0,65 \pm 0,73$  til  $0,97 \pm 0,83$  mg/kg for strandkrabbene sør for Saltfjorden i denne oppgaven, med unntak av Hardangerfjorden (tabell 4.3.1). Taskekrabben konsumerer generelt større byttedyr (Mascar og Seed, 2001), som kan være eldre organismer og som over tid kan ha akkumulert større mengder kadmium. Analyser av potensielle byttedyr fra flere regioner langs norskekysten er nødvendig for å vurdere om det faktisk er høyere kadmiumkonsentrasjon i byttedyrene fra Nord- sammenliknet med Sør-Norge. I tillegg bør fødevalget til strand- og taskekrabbe fra både nord og sør undersøkes nærmere. Dette kan eksempelvis gjøres ved å sammenlikne fettsyresammensetning, eller måle stabile nitrogen- og

karbonisotoper i hepatopankreas og muskelvev for å undersøke om trofisk nivå er forskjellig (Stowasser et al., 2009, Le Croizier et al., 2016).

I tillegg til opptak fra føden blir kadmium tatt opp direkte fra vannet (kapittel 2.3.6). Det kan også være av betydning for krabbenes kadmiumnivå. Som nevnt innledningsvis er oppstrømming av kadmiumrikt dypvann med vind- og havstrømmer foreslått som en forklaring på de forhøyede kadmiumnivåene i taskekrabbe fra Saltenområdet (Falk og Nøst, 2013). Dersom dette er tilfelle, er det mulig at strandkrabbens lavere kadmiumnivå i Nord-Norge skyldes relativt liten eksponering for det kadmiumrike dypvannet, da den oppholder seg på grunnere vann sammenliknet med taskekrabben. Hvorvidt oppstrømmingsteorien er en plausibel forklaring kan diskuteres, da det for taskekrabben ikke er funnet signifikant forskjell i kadmiumnivå mellom hann- og hunnkjønn (Julshamn et al., 2012), til tross for at hunnkrabbene vanligvis foretar lengre vandringer (Woll, 2005), med større eksponering til dypvannet sammenliknet med hannene. Dessuten er det målt høye konsentrasjoner i taskekrabbe både ved kysten og inne i fjorder med mindre påvirkning utenfra (Frantzen et al., 2015). I tillegg har flere studier rapportert at vannopptaket utgjør en relativt liten andel av det totale kadmiumopptaket for både taske- og strandkrabbe (Davies et al., 1981, Bjerregaard et al., 2005). En laboratoriestudie av Bjerregaard et al. (2005) viste at kadmiumopptaket fra vannet var omtrent 10 ganger for lavt for å forklare kadmiumvariasjoner i hepatopankreas. Ellers er det interessant at det ikke er målt unormale kadmiumnivåer i filet av bunnlevende fiskearter fra Nord-Norge (Julshamn et al., 2013a). Kadmiumopptaket i fisk er imidlertid lavt (NIFES, 2014a, Vicente, 2009), og fiskefilet er dermed ikke en god kadmiumindikator.

Sett bort fra oppstrømmingsteorien er det videre antatt at andelen biotilgjengelig kadmium reduseres med økt dyp, da saliniteten i polare områder som norskekysten generelt øker med havdybden (kapittel 2.2.4). Da strandkrabben oppholder seg lenger oppe i vannsøylen, er det dermed mulig at den til en større grad vil ta opp kadmium fra vannet. Med et relativt lav kadmiumopptak fra vannet (Bjerregaard et al., 2005), vil dette trolig være av liten betydning for deres respektive kadmiumnivå, men analyse av gjellene til strand- og taskekrabbe fra samme område kan utføres for å undersøke denne effekten nærmere siden kadmiumopptak fra vannet medfører økt kadmiumkonsentrasjon i gjellene (Nørum et al., 2005).

### 5.3. Kadmium i strandkrabber fra presumptivt kadmiumpåvirket fjord

Til tross for kadmiumpåvirket prøvelokalitet (Ruus et al., 2013, Julshamn et al., 2001), var det ingen klar sammenheng mellom kadmiumforurensing og –akkumulering i strandkrabbene fra Hardangerfjorden. Krabbene fra Hardangerfjorden hadde ikke signifikant høyere kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas enn øvrige lokaliteter. Studier har vist at kadmiumkonsentrasjonen i strandkrabbens vev øker med økt mengde biotilgjengelig kadmium (Martín-Díaz et al., 2005), noe som kan bety at det ikke var høyere biotilgjengelighet av kadmium i Hardangerfjorden sammenliknet med øvrige lokaliteter. Variasjonen i kadmiumnivå var imidlertid stor, fra 0,44 til 4,78 mg/kg. Med unntak av Fleinvær-krabbene ble dermed de høyeste enkeltkonsentrasjonen målt i strandkrabbene fra Hardangerfjorden. Da det ikke finnes historiske data for kadmium i strandkrabbe fra samme sted, er det imidlertid vanskelig å avgjøre hvorvidt fjorden fortsatt er kadmiumpåvirket eller ikke. Kadmiumanalyser av biomarkøren blåskjell fra samme område har imidlertid vist en betydelig reduksjon i kadmium siden utslippene fra sinkverket i Odda ble stoppet i 1986 (tabell 2.2.2) (Julshamn et al., 2001, Meyer, 2007, Foldøy Tverdal, 2012, Ruus et al., 2013). Med bakgrunn i de siste kadmiumanalysene av blåskjell i 2012 ble området ansett å være moderat forurenset (Foldøy Tverdal, 2012), men det kreves mer forskning for en reevaluering av dagens forurensningssituasjon.

Til tross for at strandkrabbene fra Hardangerfjorden ikke hadde forhøyede kadmiumnivåer, var konsentrasjonen av andre tungmetaller som kvikksølv og bly signifikant høyere enn øvrige lokaliteter. Som tidligere nevnt er det sluppet ut betydelige mengder kvikksølv, bly, kadmium og sink til Sjøfjorden/Hardangerfjorden grunnet industri i området (kapittel 2.2.5), noe som trolig reflekteres av de høye nivåene av kvikksølv og bly i strandkrabbene fra Hardangerfjorden sammenliknet med øvrige lokaliteter. Signifikant høyere nivåer av kvikksølv og bly er tilsvarende funnet i krabber fra forurensete områder i Portugal og New Jersey, USA (Pereira et al., 2006, Bergey og Weis, 2007). Sinkforurensingen i fjorden ble imidlertid ikke gjenspeilet i strandkrabbenes sinknivå. I 2010 ble det i fjorden målt sinkkonsentrasjoner i tilstandsklasse III (moderat) til IV (dårlig), noe som indikerer at fjorden fremdeles er sinkforurenset. I en studie fra Storbritannia, ble heller ikke sinkgradienten i miljøet reflektert i strandkrabbenes nivå i hepatopankreas (Pedersen et al., 1997). Bergey og Weis (2007) fant tilsvarende ingen signifikante forskjeller i sinknivåene til krabbarten *Uca pugnax* fra en forurenset- og ikke-forurenset lokalitet i New Jersey, USA. Dette kan skyldes krabbers evne til å balansere sinkopptak ved ekskresjon (Legras et al., 2000), slik at

konsentrasjonen av sink i hepatopankreas kan være uavhengig av ekstern tilgjengelighet. Ellers er det målt høye verdier av kvikksølv i dypvannsfisk som brosme og lange fra ulike posisjoner i Hardangerfjorden (Måge et al., 2012), noe som indikerer at området fremdeles er tungmetallforurenset, til tross for sterk reduksjon i utslipp/diffuse tilførsler.

Strandkrabbene fra Hardangerfjorden var videre signifikant mindre enn øvrige lokaliteter, noe som kan være av betydning for kadmiumnivåene. Ettersom sammenhengen mellom kadmiumnivå og skallbredde var signifikant positiv for Hardangerfjorden (figur 4.5.1), kan det være at kadmiumnivåene hadde vært høyere om strandkrabbene var større. At sammenhengen var tydeligere for Hardangerfjorden enn for øvrige små krabber, kan ha en sammenheng med at skallbreddevariasjonen var større for de små Hardangerfjorden-krabbene, da sammenhengen mellom størrelse og kadmium ikke var signifikant ved å fjerne de to høyeste kadmiumkonsentrasjonene fra Hardangerfjorden. De forhøyede kadmiumnivåene var trolig et resultat av interindividuell biologisk variasjon. Det er også mulig at andelen biotilgjengelig kadmium var større i Hardangerfjorden som følge av kadmiumforurensing. Dersom biotilgjengeligheten er relativt større i Hardangerfjorden, kan opptakraten i strandkrabbene være relativt høy i forhold til vekstraten. Dette kan medføre at effekten av metallfortynning med vekst (Rainbow et al., 1990) ikke vil forekomme i samme grad som for strandkrabbene fra øvrige lokaliteter, slik at sammenhengen mellom kadmiumakkumulering og størrelse vil være tydeligere for krabbene fra Hardangerfjorden. Ellers har tidligere studier vist at fisk fra tungmetallforurensete områder hadde lavere HSI-verdi enn kontrollområdene (Norris et al., 2000, Ricard et al., 1998, Larose et al., 2008). HSI-verdiene for strandkrabbene fra Hardangerfjorden var ikke lave sammenliknet med øvrige lokaliteter.

## 5.4. Kadmium og fysiske parametere

### 5.4.1. Sammenheng mellom fysiske parametere

For begge kjønn var det positiv korrelasjon mellom størrelsesparameterne. Ved videre undersøkelse av sammenhenger mellom kadmiumnivå og fysiske parametere, ble dermed variablene hel vekt, størrelsesgruppe og vekt av hepatopankreas + væske i buret utelatt ved PCA og PLS. Dette fordi at flere mål på samme faktor, som krabbestørrelse, vil kunne «vri» prinsipalkomponenten i denne faktorens retning. For begge kjønn økte vekten av væske i buret og vanninnholdet i hepatopankreas med krabbestørrelse (vedlegg 4), i overensstemmelse med andre studier (Bjerregaard og Depledge, 2002, Nissen et al., 2005). Matfyldeparameterne visuell matfylde, hepatosomatisk indeks (HSI) og andel hepatopankreas i buret i forhold til totalvolum (hepatopankreas og væske) var for begge kjønn godt korrelert. Med unntak av den visuelt bestemte matfylde med svært lav variasjon, var det for hannene signifikant negativ sammenheng mellom matfylde og skallbredde, slik at de største krabbene hadde mindre matfylde i forhold til kroppsstørrelsen. Da mengden vann i buret økte med krabbestørrelse, var det ikke uventet at matfylde minket med størrelse, siden krabber med høyt vanninnhold vanligvis har relativt liten matfylde (Woll, 2005). For hunnene var ikke sammenhengen like tydelig, til tross for signifikant negativ sammenheng mellom skallbredde og hepatopankreasandel i buret. Hunnenes mer uklare sammenheng mellom matfylde og krabbestørrelse kan skyldes at flere av hunnene hadde innrogn, noe som kan medføre variabel matfylde som følge av energioverføring fra hepatopankreas til gonadene ved gonademodning (Griffen et al., 2011). Hvorvidt det forekommer en slik energioverføring kan vurderes fra sammenhengen mellom relativ hepatopankreas- og gonademasse (HSI og GSI). Griffen et al. (2011) har tidligere funnet signifikant negativ korrelasjon mellom HSI og GSI for et relativt stort antall hunnkrabber (n=123) fra New Hampshire, noe som kan forklares ved at strandkrabben benytter energireserver fra hepatopankreas ved eggproduksjon. I denne oppgaven var det ingen sammenheng, men et prøveantall på kun 14 hunner kan ha vært for lite for å studere sammenhengen mellom HSI og GSI. Griffen et al. (2012) fant imidlertid ingen sammenheng for den asiatiske strandkrabben *Hemigrapsus sanguineus*.

Grupperingen av variablene skallfarge, skallskiftestadium og påvekst for både hann- og hunnkrabbene viser til at det var større grad av påvekst på eksoskjellet for strandkrabber i høyere skallskiftestadium, samt at disse var mørkere enn strandkrabbene som nylig hadde skiftet skall og var grønnere i farge. Dette er i overensstemmelse med litteraturen (Reid et al.,



1997, Cohen, 2011). Variasjonen i skallfarge var imidlertid for liten til å evaluere denne variabelen skikkelig. For hunnene var HSI og matfylde negativt korrelert med utrogn, noe som kan ha sammenheng med at eggbærende hunnkrabber vanligvis holder seg skjult og inntar lite mat i tiden før klekking (van der Meeren et al., 2008, Crothers, 1967).

#### 5.4.2. Effekt av krabbestørrelse på kadmium og andre metaller

Det var ingen klar sammenheng mellom kadmiumnivå og krabbestørrelse til tross for stor størrelsesvariasjon på opp mot tre ganger i skallbredde. Flesteparten av krabbene var imidlertid mellom 4,24 og 8,05 cm, et spenn på omtrent to ganger. Variasjonen i krabbevekt var imidlertid åtte ganger for flesteparten av krabbene (kapittel 4.6.1). Derfor ble størrelsesvariasjonen ansett som stor nok for formålet, men en kan ikke utelukke tydeligere sammenheng mellom kadmium og størrelse ved større skallbreddevariasjon.

Sammenhengen mellom kadmium og størrelse var signifikant positiv for hannene fra Vesterålen og Hardangerfjorden, men ikke ellers, og det var ikke signifikant forskjellig kadmiumnivå mellom de ulike størrelsesgruppene for hverken hann- eller hunnkrabbene. At kadmiumkonsentrasjonen ikke økte med størrelse for de fleste krabbene kan tyde på at kadmium i strandkrabbe ikke øker betydelig med alderen. Dette støttes av de terminale strandkrabbene ikke hadde forhøyede kadmiumnivåer, da den terminale tilstanden nås når en strandkrabbe er fullvokst og relativt gammel (Warner, 1977). Antallet terminale strandkrabber var imidlertid for lavt til si noe sikkert. Liten eller ingen sammenheng mellom kadmiumnivå og størrelse er tilsvarende funnet for strandkrabbe fra Danmark (Bjerregaard og Depledge, 2002) og kongekrabbe (*Pseudocarcinus gigas*) fra Australia (Turoczy et al., 2001). Turoczy et al. (2001) har med bakgrunn i funnene for kongekrabben foreslått at fødevalget ikke endres med økt krabbestørrelse. En annen forklaring kan være at kadmium fortynnes med veksten (Rainbow et al., 1990). Årsaken til økt kadmiumnivå med størrelse for hannene fra Vesterålen kan ha en sammenheng med at det var flere hanner fra Vesterålen, og at skallbreddevariasjonen var noe større sammenliknet med hannene fra Sotra (tabell 4.2.1).

Effekten av størrelse på andre metaller var tilsvarende uklar, da sammenhengene ikke var entydige for Sotra og Vesterålen. For hannene fra Vesterålen økte imidlertid konsentrasjonen av både kadmium, kobber, kvikksølv og sølv med skallbredden (figur 4.6.3-4.6.4). Signifikant positiv korrelasjon mellom kobberkonsentrasjon og krabbestørrelse er tilsvarende funnet for strandkrabber fra Danmark (Bjerregaard og Depledge, 2002). Kobber er et essensielt sporelement og er spesielt viktig for krabber, som har hemocyanin for å frakte oksygen i blodet (kapittel 2.3.5.1). I for store mengder kan det imidlertid være skadelig (Bjerregaard og

Vislie, 1986), og kobberkonsentrasjonen må derfor reguleres i strandkrabbens organer. Økt kobberkonsentrasjon med krabbestørrelse kan derfor indikere endrende fysiologi med krabbestørrelse (Turoczy et al., 2001), der de største krabbene regulerer kobber på høyere nivåer enn mindre krabber. Videre er det i likhet med Vesterålen-hannene funnet signifikant positiv korrelasjon mellom kvikksølv og skallbredde for kongekrabbe (Turoczy et al., 2001). Da både kvikksølv og sølv var signifikant positivt korrelert med skallbredde, tyder resultatene på disse ikke-essensielle elementene akkumulerer i strandkrabbens vev over tid. Som nevnt i kapittel 2.2.4: «Forekomst i det marine miljøet», forekommer ofte kadmium sammen med andre tungmetaller. Grupperingen av kadmium, kobber, kvikksølv og sølv kan derfor indikere at strandkrabbene fra Vesterålen var utsatt for metallforurensing i vannmassene, men ved sammenlikning med andre lokaliteter var ikke metallkonsentrasjonene i Vesterålen-krabbene forhøyede.

#### 5.4.3. Høyere kadmiumnivå i hann- enn hunnkrabber

Det var en klar sammenheng mellom kjønn og kadmiumnivå, da hannene hadde signifikant høyere kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas enn hunnene, omtrent tre ganger så høy (tabell 4.3.1). I strandkrabber fra Danmark er det tilsvarende målt høyere kadmiumnivåer i hannene (Bjerregaard et al., 2005). Da føden trolig er den viktigste kadmiumkilden for strandkrabben (Bjerregaard et al., 2005, Pedersen et al., 2014), er det mulig at de ulike kadmiumnivåene blant annet skyldes ulik diett for de to kjønnene. Flere faktorer tyder på at hannene kan ha et annet byttevalg enn hunnene. Eksempelvis var hannene signifikant større, og kan ha hatt både større og sterkere klør (Reid et al., 1997), slik at de trolig vil kunne håndtere større byttedyr, med potensielt høyere kadmiumnivå, enn hunnene (Kaiser et al., 1990, Mascar og Seed, 2001).

Videre er det en rekke faktorer som er ulike for hanner og hunner, uten at det er enkelt å si hvilken retning dette vil påvirke kadmium. I denne oppgaven hadde hunnene større matfylde (signifikant høyere HSI-verdi), noe som kan ha medført relativt lavere kadmiumnivå grunnet fortykning av kadmiumkonsentrasjonen med økt matfylde. Kadmiumfortyning med økt matfylde er tidligere rapportert for taskekrabben (Frantzen et al., 2015). Sammenhengen mellom kadmiumnivå og hepatosomatisk indeks var signifikant negativ for hunnkrabbene, og kan i tillegg til metallfortyning indikere at strandkrabber med mindre energireserver, og potensielt dårligere fysiologisk tilstand, generelt har høyere kadmiumkonsentrasjon. Negativ sammenheng mellom kadmium og hepatosomatisk indeks er også rapportert for fisk (Norris et al., 2000, Ricard et al., 1998, Larose et al., 2008). Da høyt vanninnhold i hepatopankreas

kjennetegner krabber i dårlig form (Styrishave et al., 2000), er den potensielle sammenhengen mellom kadmiumnivå og fysiologisk tilstand i overensstemmelse med at hannene med høyt vanninnhold (lav tørrstoffprosent) hadde høyere kadmiumpkonsentrasjon. Videre kan matinntak i løpet av året være forskjellig og av betydning for hann- og hunnkrabbenes ulike kadmiumnivå. Hunnene vil innta lite mat når de er eggbærende, i kontrast til tiden før gyting når energireserver, gonader og det nye skallet må bygges opp (van der Meeren et al., 2008). Hannene vil innta føde i tiden rundt parring, da de krever energi for å vinne i en potensiell parrings-kamp. Dette støttes av at Styrishave et al. (2000) har funnet høyere fettsyreinnhold i hepatopankreas for hanner før paringssesongen, sammenliknet med etter. Fordelingen i vannsøylen kan også være av betydning for kadmiumnivå, siden hunnene generelt står på dypere vann der mattilgjengeligheten kan være ulik (Reid et al., 1997, Crothers, 1968).

I tillegg til potensielle forskjeller i diett, kan forskjeller i skallskiftefrekvens være av betydning for hannkrabbenes høyere kadmiumnivå. Siden de innsamlede hannene var signifikant større, kan de ha hatt lavere skallskiftefrekvens sammenliknet med hunnene, da både veksten og skallskiftefrekvensen vanligvis avtar når krabben blir større (Warner, 1977). Gitt at hannenes skallskiftefrekvens er lavere og at de lever minst like lenge som hunnene, vil kadmiumpkonsentrasjonen øke (kapittel 5.2.1) for hannene, relativt til hunnene. Da hannene var større enn hunnene, er det også mulig at de var eldre, og at de dermed har hatt mer tid til å akkumulere kadmiump. Aldersbestemmelse av krabbe er imidlertid vanskelig (Woll, 2005), og størrelsesforskjellen kan også skyldes genetiske forskjeller og forskjeller i mattilgang. Forskjellen i kadmiumnivå mellom hann- og hunnkrabbene i oppgaven er trolig en kombinasjon av de nevnte faktorene.

Kadmiumpkonsentrasjonen i klokjøtt var ikke signifikant forskjellig mellom hann- og hunnkrabbene. Medianverdien for begge kjønn var  $0,002 \pm 0,0003$  mg/kg, og alle verdiene lå langt under EU og Norges grenseverdi på 0,5 mg kadmiump/kg klokjøtt på våtvektbasis. Kadmiumpkonsentrasjonen i klokjøtt- og innrogn-prøvene var videre betydelig lavere enn i hepatopankreas-prøvene, henholdsvis 0,1 % og 8 %, sammenliknet med omtrent 92 % i hepatopankreas. Fordelingen av kadmiump i de undersøkte vevene var i overensstemmelse med andre studier av strand- og taskekrabbe (Bondgaard og Bjerregaard, 2005, Bjerregaard et al., 2005, Weis, 2012, Frantzen et al., 2015, Wiech et al., 2017).

#### 5.4.4. Sammenheng mellom kadmiump og andre fysiske parametere

Foruten klar sammenheng mellom kadmiumnivå og kjønn og svak sammenheng mellom kadmiumnivå og matfylde (kapittel 5.4.3), ble det ikke funnet andre sammenhenger mellom

kadmium og registrerte fysiske parametere. Lite variasjon i strandkrabbenes skallfarge, påvekst på eksoskjellet, antall klør og gangbein, skallskiftestadium, antall terminale krabber og krabber med utrogn, visuell matfylde, samt tilstedeværelse av spermpakker i mat og tarm kan være årsaken til at det i denne oppgaven ikke ble funnet sammenhenger mellom disse parameterne og kadmiumnivå. Eksempelvis er det tidligere rapportert forhøyet kadmiumakkumulering i strandkrabber som nylig har skiftet skall (Bondgaard og Bjerregaard, 2005, Nørum et al., 2005), samt at en laboratoriestudie utført av Styrihave et al. (2000) viste at grønne strandkrabber eksponert for kadmium akkumulerte signifikant mer kadmium enn røde krabber.

Til tross for relativt lav variasjon i skallfarge, var det signifikant flere grønne hunner fra Sotra-august ( $n = 10$ ) enn Sotra-april ( $n = 0$ ), der de grønne hunnene fisket i august hadde signifikant lavere kadmiumkonsentrasjon sammenliknet med april. Høyere kadmiumnivå i de røde krabbene vil trolig sesongvariasjon (kapittel 5.5), heller enn ulik skallfarge. Antallet røde hunner fra Sotra-august var for lavt ( $n = 3$ ) for å avgjøre om signifikante forskjeller i kadmiumnivå forekom mellom grønne og røde strandkrabber fisket på samme tidspunkt.

Sammenhengen mellom kadmiumnivå og gonadestadium var ikke signifikant for hverken hann- eller hunnkrabbene, men hunnene med utrogn hadde signifikant høyere kadmiumkonsentrasjon enn øvrige hunner. Resultater fra en studie utført av Bondgaard et al. (2000) indikerte derimot at gjennomsnittlig kadmiumkonsentrasjon i hepatopankreas var høyere for hunnkrabber tidlig i gonademodningen. Omtrent 90 % av hunnene i denne studien var i stadium III-V med eggproduksjon, slik at variasjonen i gonademodning trolig ikke var stor nok for å vise kadmiumvariasjonen med gonademodning.

#### 5.4.5. Sammenheng mellom kadmium og andre grunnstoffer

Det var ingen klar sammenheng mellom kadmium- og andre elementkonsentrasjoner i hepatopankreas, for hverken hann- eller hunnkrabbene. Til tross for at prinsipalkomponentanalyse på elementene som ble kvantifisert viste positiv korrelasjon mellom de grupperte elementene sølv, kvikksølv, kobber og bly for begge kjønn (figur 4.6.7), var ikke sammenhengene konsistente ved inndeling i mindre datasett etter lokalitet. Videre var kadmium relativt nær sentrum i plottene, slik at lite av variansen i PCA-plottene var forklart for denne variabelen. Det var altså vanskelig å forklare variasjonen i kadmiumnivå i henhold til andre elementkonsentrasjoner.

### 5.5. Sesongvariasjon i strandkrabbenes kadmiumnivå

I likhet med andre studier (Bjerregaard et al., 2005, Styrihave et al., 2000) ble det funnet sesongvariasjon i strandkrabbenes kadmiumnivå i hepatopankreas. Hunnene hadde signifikant lavere kadmiumkonsentrasjon i august sammenliknet med april. Det var imidlertid ingen signifikant sesongforskjell i kadmiumnivå for prøvene av klokjøtt og innrogn.

En forklaring på den observerte sesongvariasjonen kan være at den biologiske halveringstiden til kadmium trolig vil være lavere for krabbene som ble fanget i august, sammenliknet med krabbene som ble fisket i april. Når temperaturen øker utover sommeren, vil den metabolske aktiviteten til strandkrabbene sannsynligvis være høyere (Klassen og Locke, 2007, Griffen et al., 2012), slik at ekskresjonsraten vil være høyere for strandkrabbene som ble fisket i slutten av sommeren (Bjerregaard et al., 2005). Med økt aktivitet, vil trolig også matinntaket øke (Bjerregaard et al., 2005), i samsvar med at både hann- og hunnkrabbene fra Sotra-august hadde signifikant høyere HSI-verdi enn Sotra-april, noe som kan ha medført kadmiumfortynning med økt matfylde. I tillegg er det mulig at mattilgjengeligheten endres med sesongen, noe som kan påvirke krabbenes kadmiumnivå. Sesongvariasjon kan også ha sammenheng med endret kadmiumopptak grunnet sesongmessige endringer i krabbenes gonademodning og skallskiftestadium (Bondgaard et al., 2000, Bondgaard og Bjerregaard, 2005, Nørum et al., 2005), men variasjonen i disse parameterne var som tidligere nevnt for lav til å undersøkes.

Endret biotilgjengelighet av kadmium i vannet kan også ha bidratt til sesongforskjeller i krabbenes kadmiumnivå. Da biotilgjengeligheten av kadmium øker med økt temperatur og redusert salinitet (Klassen og Locke, 2007, Ray, 1984, Rainbow, 1997, Burke et al., 2003), kan kadmiumakkumuleringen fra vannet ha vært større for strandkrabbene som ble fisket i august enn i april. Siden strandkrabbene hadde lavere kadmiumkonsentrasjon i august enn i april, ser det for øvrig ikke ut til at kadmiumopptak fra vannet vil være avgjørende. Videre kan biotilgjengeligheten av kadmium i vannet reduseres ved algeoppblomstringen (kapittel 2.2.4), noe som trolig ville vært av større betydning for strandkrabbenes kadmiumnivå ved sammenlikning av strandkrabber fisket om våren med krabber fisket om vinteren.

## 5.6. Kadmium i strandkrabbesuppe

Ved sammenlikning av kadmiumkonsentrasjon i strandkrabbesuppe med kadmiumkonsentrasjon i krabber (hepatopankreas) fra samme lokalitet, ble det estimert at en relativt stor andel av krabbenes kadmium ekstraheres under kokeprosessen. Gjennomsnittlig andel kadmium overført fra krabbene til suppeprøvene var 50 og 73 % for henholdsvis Sotra- og Vesterålen-suppene. Prosentverdiene er trolig mindre ved vanlig tilberedning, da det i denne oppgaven ble benyttet i overkant lang koketid. Til tross for relativt stor kadmiumoverføring, vil ikke mattryggheten av strandkrabbesuppe trues med tanke på kadmium ettersom det ble kvantifisert relativt lave konsentrasjoner i suppe fra både Sotra og Vesterålen.

Med utgangspunkt i høyeste målte kadmiumverdi på 79,2 µg Cd/kg suppe (tabell 4.8.1), vil én porsjon á 100 gram strandkrabbesuppe utgjøre omtrent 5 % (8 µg) av tolerabelt ukentlig inntak, basert på EFSA sin grenseverdi på 2,5 µg Cd/kg kroppsvekt i uken (EFSA, 2009), som tilsvarer 175 µg kadmium per uke for en typisk voksen person på 70 kg. Den europeiske befolkningen får imidlertid i seg en god del kadmium fra andre matvarer, og det er beregnet at gjennomsnittlig kadmiumeksponering for en voksen person er omtrent 1,7 µg Cd/kg kroppsvekt per uke. For en person på 70 kg gir dette 119 µg per uke, med en margin på 56 µg til grenseverdien for det ukentlige inntaket (VKM, 2015). Dette tilsvarer med utgangspunkt i høyeste målte kadmiumkonsentrasjon, omtrent 7 porsjoner strandkrabbesuppe per uke, eller 28 porsjoner i måneden uten å overstige det tolerable inntaket i tillegg til kadmium fra andre matvarer. Av den grunn vil ikke strandkrabbesuppe være av bekymring i forhold til human kadmiumeksponering. Øvrige kvantifiserte elementkonsentrasjoner var tilsvarende lave, og nivåene av andre helseskadelige stoffer som kvikksølv og nikkel var svært lave i forhold til fastsatte TWI-verdier (EFSA, 2015, EFSA, 2012b). Med bakgrunn i kvantifiserte sporelementer, vil dermed ikke strandkrabbesuppe utgjøre et problem i et mattrygghetsperspektiv.

## 6. Konklusjon

I motsetning til taskekrabben, var ikke kadmiumnivåene i strandkrabbe forhøyede i Nord-sammenliknet med Sør-Norge. Det kan ha en sammenheng med at strandkrabben er bedre fysiologisk tilpasset forholdene i nord og vokser godt i det kaldere vannet. Konsentrasjonene var heller ikke forhøyede i Hardangerfjorden, til tross for kadmiumpåvirket prøvelokalitet. Kjønn hadde i motsetning til taskekrabben en klar innvirkning på kadmiumnivå, da hannene hadde signifikant høyere konsentrasjon på  $0,93 \pm 0,14$  mg/kg, sammenliknet med  $0,31 \pm 0,11$  mg/kg for hunnene. Sammenhengene mellom kadmium og de øvrige fysiske parameterne var svake, og det var ingen klar sammenheng med størrelse. Konsentrasjonen av kadmium i hepatopankreas varierte med sesongen, med lavere konsentrasjon i august enn i april. Kadmiumfordelingen var signifikant forskjellig mellom de ulike vevene, med høyest konsentrasjon i hepatopankreas, etterfulgt av klokjøtt og innrogn – omtrent 92, 0,1 og 8 %. Ingen av klokjøttverdiene oversteg EUs og Norges grenseverdi på 0,5 mg Cd/kg klokjøtt (våtvekt) til humant konsum.

Svært lave kadmiumnivåer på  $46 \pm 22$  µg per kg suppe indikerte at kadmium i strandkrabbesuppe ikke er et problem i forhold til mattrygghet.

## 7. Videre arbeid

Forslag til videre arbeid:

- Skallskiftefrekvensen til strandkrabbe fra Nord-Norge bør undersøkes relativ til resten av kysten for å vurdere om strandkrabben i likhet med taskekrabben i nord har lavere vekstrate eller ikke (ingen signifikant forskjell mellom nord og sør støtter hypotesen om at strandkrabbe er bedre tilpasset det kalde klimaet i Nord-Norge).
- Kadmiumkonsentrasjon i gjellene bør måles, da konsentrasjonen her trolig gjenspeiler opptak fra vann bedre enn i hepatopankreas, slik at sammenhengen mellom biotilgjengelig kadmium i vann og kadmiumakkumulering i strandkrabbe potensielt kan evalueres bedre.
- Mageinnholdet i både strand- og taskekrabbe langs norskekysten vil være interessant å undersøke, både for å undersøke eventuelle forskjeller i diett (innad- og mellom artene), og for potensielt å finne hvilke organismer som kan være med på å gi de høye kadmiumkonsentrasjonene. Alternative tilnæringsmetoder kan være å måle stabile nitrogen- og karbonisotoper, samt fettsyresammensetning for å se om det er forskjell mellom lokalitetene.
- Vandringsmønsteret kan undersøkes for å se om strandkrabben i Nord-Norge til en mindre grad migrerer til dypvannet om vinteren og om aktiviteten reduseres når klimaet blir kaldere, sammenliknet med taskekrabben, noe som kan være av påvirkning for halveringstiden til kadmium.
- Det kan håndplukkes strandkrabber med mindre skallbredde enn i denne oppgaven, for å undersøke sammenhengen mellom kadmium og størrelse ytterligere.
- Det kan være interessant å undersøke kadmiuminnholdet i andre skalldyr som hummer (*Homarus gammarus*), ettersom denne arten har relativt høy levealder, og potensielt kan bioakkumulere kadmium. Sjøkreps (*Nephrops norvegicus*) er også interessant, siden den oppholder seg i dybden hele tiden og er derfor utsatt for dyphavsvann.
- Blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sørfjorden/Hardangerfjorden bør analyseres for tungmetaller for en reevaluering av dagens forurensningssituasjon.
- Det kan også være interessant å analysere flere strandkrabber fra Fleinvær, i varierende størrelse, for å undersøke om disse konsekvent har signifikant høyere kadmiumkonsentrasjon sammenliknet med øvrige lokaliteter.
- Histologisk eksaminering av gonader kan utføres for å gi en mer presis evaluering av strandkrabbenes utviklingsstadium.



## 8. Referanseliste

- AARNES, H. 2003. *Rekke Leddyr (Arthropoda)* [Internett]. Oslo: Universitetet i Oslo, Institutt for biovitenskap. Tilgjengelig fra: <http://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/zoologi/insekt.pdf> [Lastet ned 31.03.2016].
- ATKINSON, R. J. A. & PARSONS, A. J. 1973. Seasonal patterns of migration and locomotor rhythmicity in populations of *carcinus*. *Netherlands Journal of Sea Research*, 7, 81-93.
- BAIRD, C. & CANN, M. C. 2012. *Environmental chemistry*, New York, W.H. Freeman and Co.
- BAKER, J. R. 1955. Experiments on the humane killing of crabs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 34, 15-24.
- BAKKE, I. 2012. *Naturfag for alle - Digitalt læreverv* [Internett]. Internettforlaget. Tilgjengelig fra: <http://naturfag.info/naFrameset.htm> [Lastet ned 12.01.2017].
- BAKKETEIG, I. E., HAUGE, M., KVAMME, C., SUNNSET, B. H. & TOFT, K. Ø. R. 2016. Taskekrabbe. *Havforskningsrapporten 2016. Fisken og havet. 2016:1*. Bergen: Havforskningsinstituttet.
- BARKER, M. & RAYENS, W. 2003. Partial least squares for discrimination. *Journal of Chemometrics*, 17, 166-173.
- BERGEY, L. L. & WEIS, J. S. 2007. Molting as a mechanism of depuration of metals in the fiddler crab, *Uca pugnax*. *Marine Environmental Research*, 64, 556-562.
- BJERREGAARD & DEPLEDGE 2002. Trace metal concentrations and contents in the tissues of the shore crab *Carcinus maenas* : effects of size and tissue hydration. *International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters*, 141, 741-752.
- BJERREGAARD, P. 1990. Influence of physiological condition on cadmium transport from haemolymph to hepatopancreas in *Carcinus maenas*. *International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters*, 106, 199-209.
- BJERREGAARD, P. 1991. Relationship between physiological condition and cadmium accumulation in *Carcinus maenas* (L.). *Comparative Biochemistry and Physiology -- Part A: Physiology*, 99, 75-83.
- BJERREGAARD, P., BJØRN, L., NØRUM, U. & PEDERSEN, K. L. 2005. Cadmium in the shore crab *Carcinus maenas*: seasonal variation in cadmium content and uptake and elimination of cadmium after administration via food. *Aquatic Toxicology*, 72, 5-15.
- BJERREGAARD, P. & VISLIE, T. 1986. Effect of copper on ion- and osmoregulation in the shore crab *Carcinus maenas*. *Marine Biology*, 91, 69-76.
- BOKN, T., KIRKERUD, L., RYGG, B. & SKEI, J. 1978. Review of existing data on cadmium and PCB in marine waters, biota and sediments of Norway. Oslo: Norsk institutt for vannforskning (NIVA).
- BONDGAARD, M. & BJERREGAARD, P. 2005. Association between cadmium and calcium uptake and distribution during the moult cycle of female shore crabs, *Carcinus maenas*: an in vivo study. *Aquatic Toxicology*, 72, 17-28.
- BONDGAARD, M., BJERREGAARD, P. & NÆRUM, U. 2000. Cadmium accumulation in the female shore crab *Carcinus maenas* during the moult cycle and ovarian maturation. *International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters*, 137, 995-1004.
- BRULAND, K. W. 1992. *Complexation of cadmium by natural organic ligands in the central North Pacific* [Internett]. Santa Cruz the American Society of Limnology and Oceanography, Inc. Tilgjengelig fra: <http://www.es.ucsc.edu/~kbruland/Manuscripts/BRULAND/BrulandLO1992.pdf> [Lastet ned 30.05.2016].

- BURKE, J., HANDY, R. D. & ROAST, S. D. 2003. Effect of low salinity on cadmium accumulation and calcium homeostasis in the shore crab (*carcinus maenas*) at fixed free Cd<sup>2+</sup> concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, 2761-2767.
- CHRISTIANSEN, M. E. 1972. *Bestemmelsestabell over Crustacea Decapoda, tiftokreps*, Oslo, Universitetsforlaget.
- COHEN, A. N. 2011. *The Exotics Guide: Non-native Marine Species of the North American Pacific Coast* [Internett]. Center for Research on Aquatic Bioinvasions, Richmond, CA, and San Fransisco Estuary Institute, Oakland, CA. Tilgjengelig fra: [http://www.exoticsguide.org/carcinus\\_maenas](http://www.exoticsguide.org/carcinus_maenas) [Lastet ned 31.05.2016].
- COULTATE, T. P., BLUMENTHAL, H. & ROYAL SOCIETY OF, C. 2009. *Food : the chemistry of its components*, Cambridge, Royal Society of Chemistry.
- COYLE, P., PHILCOX, J. C., CAREY, L. C. & ROFE, A. M. 2002. Metallothionein: the multipurpose protein. *Cellular and Molecular Life Sciences CMLS*, 59, 627-647.
- CROTHERS, J. H. 1967. The biology of the shore crab *Carcinus Maenas* (L.) 1. The background-anatomy, growth and life history. *Field studies* 2, 407-434. Nettlecombe Court: Dale Fort Field Centre.
- CROTHERS, J. H. 1968. The biology of the shore crab, *Carcinus maenas* (L.) 2. The life of the adult crab. *Field Studies* 2, 579-614. Nettlecombe Court: Dale Fort Field Centre.
- DAVIES, I. M., TOPPING, G., GRAHAM, W. C., FALCONER, C. R., MCINTOSH, A. D. & SAWARD, D. 1981. Field and experimental studies on cadmium in the edible crab *Cancer pagurus*. *Marine Biology*, 64, 291-297.
- DOWNARD, K. 2004. *Mass Spectrometry : A Foundation Course*, Cambridge, Royal Society of Chemistry.
- EFSA. 2009. *EFSAnews - Lower cadmium intake from food, says EFSA* [Internett]. European Food Safety Authority (EFSA). Tilgjengelig fra: [http://bezpecnostpotravin.cz/UserFiles/File/Publikace/EFSA\\_news20.pdf](http://bezpecnostpotravin.cz/UserFiles/File/Publikace/EFSA_news20.pdf) [Lastet ned 11.06.2016].
- EFSA 2012a. Cadmium dietary exposure in the European population. *EFSA Journal*, 10, 37.
- EFSA 2012b. Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. *EFSA Journal*, 10, 241.
- EFSA 2015. Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of nickel in food and drinking water. *EFSA Journal*, Vol- 13(2), 199.
- ELLIS, H. & HARRISON, R. D. 1984. *Book of data*, Harlow, Longman.
- ERVIK, A., AGNALT, A. L., ASPLIN, L., AURE, J., BEKKVIK, T. C., DØSKELAND, I., HAGEBERG, A. A., HANSEN, T., KARLSEN, Ø., OPPEDAL, F. & STRAND, Ø. 2008. AkvaVis - dynamisk GIS-verktøy for lokalisering av oppdrettsanlegg for nye oppdrettsarter : miljøkrav for nye oppdrettsarter og laks. *Fisken og Havet. 2008:10*. Bergen: Havforskningsinstituttet.
- EU. 2006. *Commission regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Union* [Internett]. Tilgjengelig fra: [https://www.fsai.ie/uploadedFiles/Consol\\_Reg1881\\_2006.pdf](https://www.fsai.ie/uploadedFiles/Consol_Reg1881_2006.pdf) [Lastet ned 01.02.2016].
- FALK, A. H. 2012. Kartlegging av kadmium i sediment - Saltenområdet i Nordland. Akvaplan NIVA rapport nr. 6063-01., 44.
- FALK, A. H. 2014. Kadmium rundt oppdrettsanlegg - Er fiskefôr en potensiell kilde til kadmium i marint miljø? Akvaplan-niva rapport nr. 6676-01. 31.
- FALK, A. H. & NØST, O. A. 2013. Oppstrømming av dyphavsvann - litteraturstudie av oppstrømming utenfor Salten/Lofoten/Vesterålen. Akvaplan-niva rapport nr. 6311-01. 32.

- FINNE, T. E. 2013. Kadmium i løsmasser, overflatevann og grunnvann fra Salten som lokalt naturlig bidrag til forhøyet Cd-nivå i taskekrabbe langs kysten. 2013:056. Trondheim: NGU - Norges geologiske undersøkelse
- FISKERIDIREKTORATET 2016. Økonomiske og biologiske nøkkeltal frå dei norske fiskeria - 2015. Bergen: Fiskeridirektoratet.
- FJELLVÅG, H. 2009. *Kadmiumsulfid* [Internett]. Store norske leksikon (SNL). Tilgjengelig fra: <https://snl.no/kadmiumsulfid> [Lastet ned 24.05.2016].
- FOLDØY TVERDAL, I. 2012. *Sammenligning av kadmiumkonsentrasjon i blåskjell (Mytilus edulis) og taskekrabbe (Cancer pagurus) fra utvalgte lokaliteter langs norskekysten*. MSc Hovedoppgave Universitetet i Bergen.
- FOWLER, B. A. 1979. International Conference on Environmental Cadmium: An Overview. *Environmental Health Perspectives*, 28, 297-300.
- FRANTZEN, S., DUINKER, A. & MÅGE, A. 2015. Rapport 2015: Kadmiumanalyser i taskekrabbe fra Nordland høsten/vinteren 2013-2014. Bergen: Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- FRAÚSTO DA SILVA, J. J. R. & WILLIAMS, J. P. 1991. *The biological chemistry of the elements: the inorganic chemistry of life*, Oxford New York, Oxford University Press Inc., New York.
- GREENAWAY, P. 1985. CALCIUM BALANCE AND MOULTING IN THE CRUSTACEA. *Biological Reviews*, 60, 425-454.
- GRIFFEN, B. D., ALTMAN, I., BESS, B. M., HURLEY, J. & PENFIELD, A. 2012. The role of foraging in the success of invasive Asian shore crabs in New England. *Biological Invasions*, 14, 2545-2558.
- GRIFFEN, B. D., ALTMAN, I., HURLEY, J. & MOSBLACK, H. 2011. Reduced fecundity by one invader in the presence of another: A potential mechanism leading to species replacement. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 406, 6-13.
- GROSHOLZ, E. 2010. Crabs. I: SIMBERLOFF, D. & REJMÁNEK, M. (red.) *Encyclopedia of Biological Invasions*. 3 ed. Berkeley; Los Angeles; London: University of California Press.
- HAIG, J. 2014. Laboratory Protocols. Bangor University, School of Ocean Science
- HALL, L. & ANDERSON, R. D. 1995. The influence of salinity on the toxicity of various classes of chemicals to aquatic biota. *Critical reviews in toxicology*. U.S. National Library of Medicine.
- HARRIS, D. C. 2010. *Quantitative chemical analysis*, New York, Freeman.
- HAUGE, A. 2015. *Tungmetaller* [Internett]. Store Norske Leksikon (SNL). Tilgjengelig fra: <https://snl.no/tungmetaller> [Lastet ned 07.03.17].
- HAVFORSKNINGSINSTITUTTET. 2017. *Forskningsdata* [Internett]. Havforskningsinstituttet Tilgjengelig fra: <http://www.imr.no/forskning/forskningsdata/stasjoner/view?station=> [Lastet ned 17.01.2017].
- HOVIND, H., MAGNUSSON, B., KRYSELL, M., LUND, U. & MÄKINEN, I. 2011. *Internal Quality Control - Handbook for Chemical Laboratories* Oslo, Nordic Innovation
- HÄRDLE, W. K. & SIMAR, L. O. 2015. *Applied Multivariate Statistical Analysis*, Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg.
- HÅGVAR, E. B. 2010. *Det zoologiske mangfoldet : dyregruppernes systematikk, bygning og levevis*, Oslo, Universitetsforlaget
- ICDA. *Level of cadmium in the environment* [Internett]. Brussels: International Cadmium Association (ICdA). Tilgjengelig fra: <http://www.cadmium.org/environment/level-of-cadmium-in-the-environment> [Lastet ned 30.05.2016].

- JARANDSEN, B. 2011. Sektorutredning for petroleumsvirksomhet : helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. Oljedirektoratet.
- JENSEN, R. K. & WASHMUTH, J. 2011. Kadmium i taskekrabber i Salten, deteksjon av forurensingskilder, videre arbeid. Tilgjengelig fra: <http://bystyret.bodo.kommune.no/utvalg/Bystyret/BYST20111027/BYST-PS11-144.PDF> [Lastet ned 03.10.2016].
- JULSHAMN, K., DUINKER, A. & MÅGE, A. 2013a. Rapport 2013: Innhold av kadmium og andre tungmetaller i filet og lever av fisk fanget i Saltenområdet, november-desember 2012. Bergen: Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- JULSHAMN, K., DUINKER, A. & MÅGE, A. 2013b. Statusrapport 2013: Oppfølging av Mattilsynets krabbeprosjekt - november-desember 2012, Oppfølgende analyser fra Vesterålen. Bergen: Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- JULSHAMN, K., NILSEN, B., VALDERSNES, S. & FRANTZEN, S. 2012. Årsrapport 2011: Mattilsynets program: Fremmedstoffer i villfisk med vekt på kystnære farvann: Delrapport I: Undersøkelser av miljøgifter i taskekrabbe Bergen: Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- JULSHAMN, K. R., KRISTIN TORPE, E., BØRNES, C., SÆTHRE, L. J. & MAAGE, A. 2001. Cadmium, lead, copper and zinc in blue mussels (*Mytilus edulis*) sampled in the Hardangerfjord, Norway. *Journal of Environmental Monitoring*, 3, 539-542.
- KAISER, M. J., HUGHES, R. N. & REID, D. G. 1990. Chelal morphometry, prey-size and aggressive competition in green and red forms of *Carcinus maenas* (L.). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 140, 121-134.
- KELLY, T. D. & MATOS, G. R. 2014. *Commodity chapter: Cadmium* [Internett]. The United States U.S. Geological Survey. Tilgjengelig fra: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/historical-statistics/> [Lastet ned 03.02.2016].
- KETELES, K. A. & FLEEGER, J. W. 2001. The Contribution of Ecdysis to the Fate of Copper, Zinc and Cadmium in Grass Shrimp, *Palaemonetes pugio* Holthius. *Marine Pollution Bulletin*, 42, 1397-1402.
- KLASSEN, G. & LOCKE, A. 2007. *A biological synopsis of the European green crab, Carcinus maenas*, Moncton Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences
- KRISTENSEN, T., NIELSEN, A., JØRGENSEN, A., MOURITSEN, K., GLENNER, H., CHRISTENSEN, J., LÜTZEN, J. R. & HØEG, J. 2012. The selective advantage of host feminization: a case study of the green crab *Carcinus maenas* and the parasitic barnacle *Sacculina carcini*. *International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters*, 159, 2015-2023.
- KUHN, M. & JOHNSON, K. 2013. *Applied Predictive Modeling*, New York, NY, Springer New York: New York, NY.
- KØIE, M., FAARLUND, T. R., WEITEMEYER, S. & KRISTIANSEN, A. 2000. *Havets dyr og planter*, Oslo, NKS-forlaget.
- LARES, M. L., FLORES-MUÑOZ, G. & LARA-LARA, R. 2002. Temporal variability of bioavailable Cd, Hg, Zn, Mn and Al in an upwelling regime. *Environmental Pollution*, 120, 595-608.
- LAROSE, C., CANUEL, R., LUCOTTE, M. & DI GIULIO, R. T. 2008. Toxicological effects of methylmercury on walleye (*Sander vitreus*) and perch (*Perca flavescens*) from lakes of the boreal forest. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 147, 139-149.
- LARSEN, M., HOEG, J. & MOURITSEN, K. 2013. Influence of infection by *Sacculina carcini* (Cirripedia, Rhizocephala) on consumption rate and prey size selection in the

- shore crab *Carcinus maenas*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 446, 209-215.
- LE CROIZIER, G., SCHAAL, G., GALLON, R., FALL, M., LE GRAND, F., MUNARON, J.-M., ROUGET, M.-L., MACHU, E., LE LOC'H, F., LAË, R. & DE MORAIS, L. T. 2016. Trophic ecology influence on metal bioaccumulation in marine fish: Inference from stable isotope and fatty acid analyses. *Science of the Total Environment*, 573, 83-95.
- LEE, K. T., MCKNIGHT, A., KELLOGG, K. & JUANES, F. 2003. Salinity Tolerance in Color Phases of Female Green Crabs, *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758). *Crustaceana*, 76, 247-253.
- LEGRAS, S., MOUNEYRAC, C., AMIARD, J. C., AMIARD-TRIQUET, C. & RAINBOW, P. S. 2000. Changes in metallothionein concentrations in response to variation in natural factors (salinity, sex, weight) and metal contamination in crabs from a metal-rich estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 246, 259-279.
- LUND, E. K. 2013. Health benefits of seafood; Is it just the fatty acids? *Food Chemistry*, 140, 413-420.
- LYONS, L. J., O'RIORDAN, R. M., CROSS, T. F. & CULLOTY, S. C. 2012. Reproductive biology of the shore crab *Carcinus maenas* (Decapoda, Portunidae): a macroscopic and histological view. *Invertebrate Reproduction & Development*, 56, 144-156.
- MANAHAN, S. E. 2010. *Environmental chemistry*, Boca Raton, Fla, CRC Press.
- MARTELLI, A., ROUSSELET, E., DYCKE, C., BOURON, A. & MOULIS, J. M. 2006. Cadmium toxicity in animal cells by interference with essential metals. *Biochimie*, 88, 1807-1814.
- MARTENS, H. & MARTENS, M. 2001. *Multivariate analysis of quality : an introduction*, Chichester, Wiley.
- MARTÍN-DÍAZ, M. L., VILLENA-LINCOLN, A., BAMBER, S., BLASCO, J. & DELVALLS, T. Á. 2005. An integrated approach using bioaccumulation and biomarker measurements in female shore crab, *Carcinus maenas*. *Chemosphere*, 58, 615-626.
- MASCAR & SEED 2001. Foraging behavior of juvenile *Carcinus maenas* (L.) and *Cancer pagurus* L. *International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters*, 139, 1135-1145.
- MATPORTALEN. 2013. *Hvor mye krabbe kan man spise?* [Internett]. Matportalen Tilgjengelig fra: [http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk\\_og\\_skalldyr/hvor\\_mye\\_krabbe\\_kan\\_man\\_spise](http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/hvor_mye_krabbe_kan_man_spise) [Lastet ned 01.03.2016].
- MATPORTALEN. 2015. *Barn, gravide og ammende bør ikke spise brun krabbemat* [Internett]. Tilgjengelig fra: [http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk\\_og\\_skalldyr/barn\\_gravide\\_og\\_ammende\\_bor\\_ikke\\_spise\\_brun\\_krabbemat](http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/barn_gravide_og_ammende_bor_ikke_spise_brun_krabbemat) [Lastet ned].
- MATPORTALEN. 2016. *Oversikt over havner, fjorder og innsjøer med forurensing* [Internett]. Tilgjengelig fra: [http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk\\_og\\_skalldyr/oversikt\\_over\\_havner\\_fjorder\\_og\\_innsjoer\\_med\\_forurensing](http://www.matportalen.no/matvaregrupper/tema/fisk_og_skalldyr/oversikt_over_havner_fjorder_og_innsjoer_med_forurensing) [Lastet ned 01.02.2016].
- MCCURDY, E. & POTTER, D. 2002. *Techniques for the Analysis of Organic Chemicals by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS)* [Internett]. Manchester Agilent Technologies, Inc. Tilgjengelig fra: <http://www.youngin.com/application/AN-0809-0095EN.pdf> [Lastet ned 02.03.2016].

- MCGAW, J. I. & NAYLOR, E. 1992. Distribution and rhythmic locomotor patterns of estuarine and open-shore populations of *Carcinus maenas*. *Journal of the Marine Biological Association of the UK.*, 72, 599-609.
- MCKNIGHT, A., MATHEWS, L., AVERY, R. & LEE, K. 2000. Distribution is correlated with color phase in green crabs, *Carcinus maenas* (Linnaeus, 1758), in Southern New England. *Crustaceana*, 73, 763-768.
- MENDITTO, A., PATRIARCA, M. & MAGNUSSON, B. 2007. Understanding the meaning of accuracy, trueness and precision. *Journal for Quality, Comparability and Reliability in Chemical Measurement*, 12, 45-47.
- MEYER, A. J. 2007. *En reevaluering av forurensningssituasjonen i Sør fjorden og Hardangerfjorden med hensyn på innhold av bly, kadmium, kvikksølv, arsen, sink, kobber og selen i blåskjell (Mytilus edulis) : Langtidsendringer & Årstidsvariasjoner*. MSc Hovedoppgave, Universitetet i Bergen.
- MILJØDIREKTORATET. 2015a. *Kadmium* [Internett]. Miljøstatus i Norge Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/kadmium> [Lastet ned 02.02.2016].
- MILJØDIREKTORATET. 2015b. *Miljøgifter* [Internett]. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/miljogifter> [Lastet ned 24.05.2016].
- MOEN, F. E. & SVENSEN, E. 2014. *Dyreliv i havet : nordeuropeisk marin fauna*, Kristiansund, Kom forlag.
- MOORE, D. S., MCCABE, G. P. & CRAIG, B. A. 2009. *Introduction to the practice of statistics*, New York, Freeman.
- MOREDA-PIÑEIRO, J., MOREDA-PIÑEIRO, A., ROMARÍS-HORTAS, V., DOMÍNGUEZ-GONZALEZ, R., ALONSO-RODRÍGUEZ, E., LÓPEZ-MAHÍA, P., MUNIATEGUI-LORENZO, S., PRADA-RODRIGUEZ, D. & BERMEJO-BARRERA, P. 2012. Trace metals in marine foodstuff: Bioavailability estimation and effect of major food constituents. *Food Chemistry*, 134, 339-345.
- MUBIANA, V. K., VERCAUTEREN, K. & BLUST, R. 2006. The influence of body size, condition index and tidal exposure on the variability in metal bioaccumulation in *Mytilus edulis*. *Environmental Pollution*, 144, 272-279.
- MÜLLER, T., SCHUCKELT, R. & JAENICKE, L. 1991. Cadmium/zinc-metallothionein induces DNA strand breaks in vitro. *Archives of Toxicology*, 65, 20-26.
- MÅGE, A., BJELLAND, O., OLSVIK, P., NILSEN, B. & JULSHAMN, K. 2012. Rapport 2012: Miljøgifter i fisk og fiskevarer 2011: Kvikksølv i djupvassfisk og skaldyr frå Hardangerfjorden samt miljøgifter i marine oljer. Bergen: NIFES (Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning).
- MÅGE, A. & JAGGI, W. 2003. ASES-rapport 17-2013: Fylkesvise tiltaksplaner for forureina sediment. Fase I: Sør fjorden. Odda: Alex Stewart Environmental Services AS - Hardanger miljøsester.
- NAGAJYOTI, P. C., LEE, K. D. & SREEKANTH, T. V. M. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 8, 199-216.
- NESS, J. P. 2014. *Cadmium concentrations of macrofauna in the Salten region, northern Norway*. MSc Hovedoppgave, University of Nordland.
- NEUFELD, D. S. & CAMERON, J. N. 1993. Transepithelial movement of calcium in crustaceans *Journal of Experimental Marine Biology*, 184, 1-16.
- NIFES. 2014a. *Kadmium er et tungmetall som finnes i naturen, blant annet i jordsmonnet* [Internett]. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES). Tilgjengelig fra: <https://www.nifes.no/forskningstema/trygg-sjomat/uonsket-sjomat/kadmium-cd/> [Lastet ned 30.01.2017].
- NIFES 2014b. Oppslutning med mikrobølgeovn. Prøveopparbeiding til metode nr 197 og 382. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).

- NIFES 2014c. Valideringsrapport ICAP metode 197. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- NIFES. 2015. *Uønskede stoffer: Hva er en grenseverdi, og hva er tolerabelt ukentlig inntak?* [Internett]. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES). Tilgjengelig fra: <https://www.nifes.no/forskningstema/trygg-sjomat/er-sjomaten-trygg/grenseverdier-for-uonskede-stoffer/> [Lastet ned 07.03.17].
- NIFES 2016a. Arbeidsbeskrivelse for ICPMS iCAP Q. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- NIFES 2016b. Metode 197 - Multielement bestemmelse med induktivt koblet plasma-massespektrofotometri (ICP-MS) etter våtoppslutning i mikrobølgeovn. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- NIFES 2016c. Metode 377 - Tørrstoffinnhold ved frysetørking. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- NIFES 2016d. Oppslutning med Ultra wave. Prøveopparbeiding til metode nr. 197 og nr. 382. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- NIFES 2016e. Prosedyre for syrevask. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).
- NISSEN, L. R., BJERREGAARD, P. & SIMONSEN, V. 2005. Interindividual variability in metal status in the shore crab *Carcinus maenas*: the role of physiological condition and genetic variation. *Marine Biology*, 146, 571-580.
- NMKL. 2011. Analytical Quality Control - Guidelines for the publication of analytical results of chemical analyses in foodstuffs *NMKL Protocol Nr. 5* [Online]. Tilgjengelig fra: <http://www.nmkl.org/attachments/article/50/Protocol%20No%205%20QC-guideline%202011-10-11.pdf> [Lastet ned 16.02.2016].
- NORRIS, D. O., CAMP, J. M., MALDONADO, T. A. & WOODLING, J. D. 2000. Some aspects of hepatic function in feral brown trout, *Salmo trutta*, living in metal contaminated water. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part C: Comparative Pharmacology and Toxicology*, 127, 71-78.
- NORTVEDT, R., NORSK KJEMISK SELSKAP FAGGRUPPE FOR, K. & SVENSKA, K. 1996. *Anvendelse av kjemometri innen forskning og industri*, Oslo, Tidsskriftforlaget Kjemi.
- NØRUM, U., BONDGAARD, M., PEDERSEN, T. V. & BJERREGAARD, P. 2005. In vivo and in vitro cadmium accumulation during the moult cycle of the male shore crab *Carcinus maenas* - interaction with calcium metabolism. *Aquatic Toxicology*, 72, 29-44.
- OSBORNE, J. W. 2010. Improving your data transformations: Applying the Box-Cox transformation. *Practical Assessment, Research & Evaluation* [Online], 15(12). Tilgjengelig fra: <http://pareonline.net/getvn.asp?v=15%26n=12> [Lastet ned 24.01.2017].
- PAVIA, D. L., LAMPMAN, G. M., KRIZ, G. S. & VYVYAN, J. R. 2009. *Introduction to spectroscopy*, Bellingham, Washington, Brooks/Cole, Cengage Learning.
- PEARSON, R. G. 1963. Hard and Soft Acids and Bases. *Journal of the American Chemical Society*, 85, 3533-3539.
- PEDERSEN, K. L., BACH, L. T. & BJERREGAARD, P. 2014. Amount and metal composition of midgut gland metallothionein in shore crabs (*Carcinus maenas*) after exposure to cadmium in the food. *Aquatic Toxicology*, 150, 182-188.
- PEDERSEN, S. N., LUNDEBYE, A. K. & DEPLEDGE, M. H. 1997. Field application of metallothionein and stress protein biomarkers in the shore crab (*Carcinus maenas*) exposed to trace metals. *Aquatic Toxicology*, 37, 183-200.

- PEDERSEN, S. R. N., PEDERSEN, K. L., HØJRUP, P., KNUDSEN, J. & DEPLEDGE, M. H. 1998. Induction and identification of cadmium-, zinc- and copper-metallothioneins in the shore crab *Carcinus maenas* (L.). *Comparative Biochemistry and Physiology. Part C: Comparative Pharmacology and Toxicology*, 120, 251-259.
- PEDERSEN, T. V. & BJERREGAARD, P. 1995. Calcium and cadmium fluxes across the gills of the shore crab, *Carcinus maenas*. *Marine Pollution Bulletin*, 31, 73-77.
- PEDERSEN, T. V. & BJERREGAARD, P. 2000. Cadmium influx and efflux across perfused gills of the shore crab, *Carcinus maenas*. *Aquatic Toxicology*, 48, 223-231.
- PEREIRA, E., ABREU, S. N., COELHO, J. P., LOPES, C. B., PARDAL, M. A., VALE, C. & DUARTE, A. C. 2006. Seasonal fluctuations of tissue mercury contents in the European shore crab *Carcinus maenas* from low and high contamination areas (Ria de Aveiro, Portugal). *Marine Pollution Bulletin*, 52, 1450-1457.
- PERKINELMER. 2011. *The 30-Minute Guide to ICP-MS* [Internett]. PerkinElmer, Inc. Tilgjengelig fra: [https://www.perkinelmer.com/PDFs/Downloads/tch\\_icpmsthirtyminuteguide.pdf](https://www.perkinelmer.com/PDFs/Downloads/tch_icpmsthirtyminuteguide.pdf) [Lastet ned 11.10.2016].
- POLÈO, A., VOIE, Ø., MUSIND, B., BJØRNSTAD, H. & JOHNSEN, A. 1997. Miljøgifter - kilder, biotilgjengelighet og toksiske effekter. 1997:02070. Forsvarets forskningsinstitutt (FFI)
- RAINBOW, P. S. 1997. Ecophysiology of Trace Metal Uptake in Crustaceans. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44, 169-176.
- RAINBOW, P. S. 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environmental Pollution*, 120, 497-507.
- RAINBOW, P. S., PHILLIPS, D. J. H. & DEPLEDGE, M. H. 1990. The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. *Marine Pollution Bulletin*, 21, 321-324.
- RAY, S. 1984. Bioaccumulation of cadmium in marine organisms. *Experientia*, 40, 14-23.
- REID, D. G., ABELLO, P., KAISER, M. J. & WARMAN, C. G. 1997. Carapace colour, inter-moult duration and the behavioural and physiological ecology of the shore crab *Carcinus maenas*. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 44, 203-211.
- RICARD, A. C., DANIEL, C., ANDERSON, P. & HONTELA, A. 1998. Effects of Subchronic Exposure to Cadmium Chloride on Endocrine and Metabolic Functions in Rainbow Trout *Oncorhynchus mykiss*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 34, 377-381.
- RUTHERFORD, A. 2000. *Introducing Anova and Ancova : A GLM Approach*, London, SAGE Publications.
- RUUS, A., JÆGER, A., KVASSNES, S., LEDANG, A. B., GREEN, N. & SCHØYEN, M. 2013. Overvåking av miljøforholdene i Sørfjorden 2012. Metaller i vannmassene, Oksygen, nitrogen og fosfor i vannmassene, Miljøgifter i organismer. 2013:1150. Oslo: Nasjonalt institutt for vannforskning (NIVA).
- RUUS, A., SKEI, J., DAAE, K., GREEN, N., SCHØYEN, M. & RUUS, A. P. M. 2011. Overvåking av miljøforholdene i Sørfjorden 2010. Metaller i vannmassene, Oksygen, nitrogen og fosfor i vannmassene, Miljøgifter i organismer. Norsk institutt for vannforskning.
- SATARUG, S., GARRET, S. H., SENS, M. A. & SENS, D. A. 2010. Cadmium, environmental exposure, and health outcomes.(Reviews)(Brief article). *Environmental Health Perspectives*, 118, A54.
- SCIENCELEARN. 2010. *Ocean salinity* [Internett]. Science Learning Hub © 2007-2016, The University of Waikato. Tilgjengelig fra: <http://sciencelearn.org.nz/Contexts/The-Ocean-in-Action/Science-Ideas-and-Concepts/Ocean-salinity> [Lastet ned 05.10.2016].



- SEGOVIA-ZAVALA, J. A., DELGADILLO-HINOJOSA, F., MUÑOZ-BARBOSA, A., GUTIÉRREZ-GALINDO, E. N. A. & VIDAL-TALAMANTES, R. 2004. Cadmium and silver in *Mytilus californianus* transplanted to an anthropogenic influenced and coastal upwelling areas in the Mexican Northeastern Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 458-464.
- SIGEL, A., SIGEL, H. & SIGEL, R. K. O. 2012. *Cadmium : From Toxicity to Essentiality*, Dordrecht, Springer.
- SIGMA-ALDRICH. 2015. *Sikkerhetsdatablad - Kadmium. I henhold til forordning (EF) nr. 453/2010* [Internett]. sigma-aldrich.com. Tilgjengelig fra: <http://www.sigmaaldrich.com/MSDS/MSDS/DisplayMSDSPage.do?country=NO&language=no&productNumber=00623&brand=SIAL&PageToGoToURL=http%3A%2F%2Fwww.sigmaaldrich.com%2Fcatalog%2Fsearch%3Fterm%3D7440-43-9%26interface%3DCAS%2520No.%26N%3D0%2B%26mode%3Dpartialmax%26language%3Den%26region%3DNO%26focus%3Dproduct> [Lastet ned 01.03.2016].
- SIMPSON, W. R. 1981. A critical review of Cadmium in the Marine environment. *Progress in Oceanography*, 10, 1-70.
- SKEI, J., GRØNSKEI, K. E. & BAKKE, T. 1999. Konsekvensutredning vedrørende utvidet sinkproduksjon ved Norzink i Odda. Miljøkonsekvenser for vann og luft. Oslo: Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for luftforskning (NILU).
- SKEI, J., RYGG, B., MOY, F., MOLVÆR, J., KNUTZEN, J., HYLLAND, K., NÆS, K., GREEN, N. & JOHNSEN, T. 1998. Overvåkningsrapport nr. 742/98: Forurensingsutviklingen i Sørfjorden/Hardangerfjorden i perioden 1980-1997 : sammenstilling av resultater fra overvåking av vann, sedimenter og organismer. 1998:1581. Oslo.
- STOWASSER, G., MCALLEN, R., PIERCE, G. J., COLLINS, M. A., MOFFAT, C. F., PRIEDE, I. G. & POND, D. W. 2009. Trophic position of deep-sea fish—Assessment through fatty acid and stable isotope analyses. *Deep-Sea Research Part I*, 56, 812-826.
- STYRISHAVE, B., FALDBORG PETERSEN, M. & ANDERSEN, O. 2000. Influence of cadmium accumulation and dietary status on fatty acid composition in two colour forms of shore crabs, *Carcinus maenas*. *Marine Biology*, 137, 423-433.
- SUNNANÅ, K. 2008. Taskekrabbe. *Kyst og havbruk 2008*. Bergen: Havforskningsinstituttet.
- SØMME, L. S. 2013. *Strandkrabbe* [Internett]. Store norske leksikon (SNL). Tilgjengelig fra: <https://snl.no/strandkrabbe> [Lastet ned 23.11.16].
- SØMME, L. S. 2015. *Krabber* [Internett]. Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/krabber> [Lastet ned 01.06.2016].
- THOMAS, R. 2013. *Practical Guide to ICP-MS : A Tutorial for Beginners*, Hoboken, CRC Press.
- TUROCZY, N. J., MITCHELL, B. D., LEVINGS, A. H. & RAJENDRAM, V. S. 2001. Cadmium, copper, mercury, and zinc concentrations in tissues of the King Crab (*Pseudocarcinus gigas*) from southeast Australian waters. *Environment International*, 27, 327-334.
- URDAL, P., BRUN, A. & ÅSBERG, A. 2009. *Brukerhåndbok i medisinsk biokjemi*, Haugesund, Akademisk forlag.
- VAN DER MEEREN, G., WOLL, A. K. & SØVIK, G. 2008. En utredning for Mattilsynet for kunnskapsstøtte om anatomi og fysiologi hos tinfotkreps med vekt på nervesystemet og velferd. Havforskningsinstituttet.
- VANGE, A.-K. 2011. *Effekt av kokemetode på kadmiuminnhold i krabbeklo - ei undersøkning av taskekrabbe (Cancer pagurus) frå Salten* MSc Hovedoppgave, Universitetet i Bergen.

- VANGEEN, A. & HUSBY, D. M. 1996. Cadmium in the California current system: Tracer of past and present upwelling. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 101, 3489-3507.
- VICENTE, C. E. M. 2009. *Mercury, lead and cadmium in fish from Lake Norsjø, Southern Norway*. MSc Hovedoppgave, Høgskolen i Sørøst-Norge.
- VIK, E. 2014. *Undersøkelse av fryse- og kokepåvirkning på kadmiumpåvirkning i klokjøtt og brunmat fra taskekrabbe (Cancer pagurus)*. MSc Hovedoppgave, Universitetet i Bergen.
- VKM 2015. *Risk assessment of dietary cadmium exposure in the Norwegian population*. Norwegian Scientific Committee for Food Safety (VKM). Oslo.
- VOGT, W. P. 2005. Dictionary of Statistics and Methodology : A Nontechnical Guide for the Social Sciences. *Dictionary of Statistics and Methodology*. 3 utgave. Thousand Oaks, CA, USA: SAGE Publications Inc. US.
- WALLACE, W. G., BROUWER, T. M. H., BROUWER, M. & LOPEZ, G. R. 2000. Alterations in prey capture and induction of metallothioneins in grass shrimp fed cadmium-contaminated prey. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 962-971.
- WANG, Ø. 1997. *Forurensningsloven : (lov av 13. mars 1981 nr 6 om vern mot forurensninger og om avfall) : senest endret 21. juni 1996*, Oslo, Ad notam Gyldendal.
- WARNER, G. F. 1977. *The biology of crabs*, London, Elek Science.
- WEIS, J. S. 2012. *Walking Sideways: The Remarkable World of Crabs*, Ithaca, NY, USA, Cornell University Press.
- WHO/FAO. 2012. CODEX ALIMENTARIUS - Code of practice for fish and fishery products. 2. Tilgjengelig fra:  
[ftp://ftp.fao.org/codex/Publications/Booklets/Practice\\_code\\_fish/CCFFP\\_2012\\_EN.pdf](ftp://ftp.fao.org/codex/Publications/Booklets/Practice_code_fish/CCFFP_2012_EN.pdf)  
 f.
- WIBETOE, G. 2016. *Kadmium* [Internett]. periodesystemet.no. UiO. Tilgjengelig fra:  
<http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=Cd&vis=alt>  
 lt [Lastet ned 24.05.2016 2016].
- WIECH, M., VIK, E., DUINKER, A., FRANTZEN, S., BAKKE, S. & MAAGE, A. 2017. Effects of cooking and freezing practices on the distribution of cadmium in different tissues of the brown crab (*Cancer pagurus*). *Food Control*, 75, 14-20.
- WOLL, A. K. 2005. *Taskekrabben : biologi - sortering og kvalitet - fangstbehandling*, Tromsø, Norges råfisklag.
- WRIGHT, D. A. 1977. The effect of salinity on cadmium uptake by the tissues of the shore crab *Carcinus Maenas*. *Journal of Experimental Biology*, 67, 137-146.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*, New Jersey Prentice-Hall, Inc.
- ØRNSRUD, R. & MÅGE, A. 2012. Rapport 2012: Overvåkning forurensede havner og fjorder - Undersøkelse av fremmedstoffer i torsk fra Salten i Nordland Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES).

## 9. Vedlegg

### 9.1. Vedlegg 1: Fysiske parametere

Oversikt over strandkrabbenes registrerte, fysiske parametere, samt kalkulert tørrstoffprosent og hepatosomatisk indeks (HSI).

**Tabell 9.1.1** – Oversikt over fysiske parametere for krabber fra Kvitsøy, med våtvekt (g) av hel krabbe, væske i buret og hepatopankreas (HP), tørrstoffprosent for hepatopankreas (TS%), skallbredde (mm), kjønn, antall klør og gangbein, hepatosomatisk indeks (HSI), samt oversikt over parameterne matfylde, gonademoaning (GM), skallfarge og skallskiftestadium (SS), bestemt som beskrevet i kapittel 3.2: «Prøveopparbeiding».

Prøvenr.	Hel vekt (±0,01 g)	Bredde (±0,02mm)	Kjønn	Vekt HP (±0,01 g)	TS% (%)	Matfylde	GM	Ant. Klør	Ant. Gangbein	Skallfarge	SS	HSI (%)	Vekt væske (±0,01 g)
2016/491-1	50,52	58,25	Hannkjønn	2,38	32,47	2	1	2	8	3	3	4,9	0,22
2016/491-2	51,81	59,07	Hannkjønn	1,44	29,37	2	2	2	8	3	3	2,9	1,25
2016/491-3	52,92	62,91	Hannkjønn	4,02	35,58	3	2	2	8	3	3	8,2	0,98
2016/491-4	50,6	60,87	Hannkjønn	2,07	31,48	2	2	2	8	3	3	4,3	1,33
2016/491-5	51,43	59,27	Hannkjønn	2,44	39,99	3	2	2	8	3	3	5,0	0,56
2016/491-6	77,62	67,56	Hannkjønn	3,79	31,45	3	2	2	8	2	3	5,1	1,19
2016/491-7	53,26	59,68	Hannkjønn	3,01	38,55	3	1	2	8	2	3	6,0	0,86
2016/491-8	87,36	69,69	Hannkjønn	3,72	35,92	3	2	1	8	3	3	4,4	1,22
2016/491-9	46,32	58,33	Hannkjønn	2,25	29,41	2	3	1	8	1	3	5,1	1,52
2016/491-10	53,28	60,75	Hannkjønn	2,10	29,46	2	3	2	8	1	2	4,1	1,65
2016/491-11	61,09	64,19	Hannkjønn	3,39	36,94	2	3	2	8	4	3	5,9	1,24
2016/491-12	50,15	59,80	Hannkjønn	2,75	35,10	2	3	2	8	4	3	5,8	0,04
2016/491-13	57,49	63,49	Hannkjønn	3,10	34,10	2	3	2	8	3	3	5,7	1,81
2016/491-14	58,21	64,88	Hannkjønn	3,06	29,60	3	2	1	7	4	3	5,5	2,53
2016/491-15	66,31	65,85	Hannkjønn	2,98	30,31	2	2	2	6	4	3	4,7	2,49
2016/491-16	32,48	53,57	Hunnkjønn	1,38	35,67	2	4	2	8	4	3	4,4	0,38
2016/491-17	32,16	53,46	Hunnkjønn	1,57	29,97	2	4	2	8	3	3	5,1	0,85
2016/491-18	26,85	49,72	Hunnkjønn	1,56	36,40	3	4	2	8	4	3	6,2	0,32
2016/491-19	22,31	48,19	Hunnkjønn	1,51	36,65	2	4	1	8	4	3	7,3	0,43

**Tabell 9.1.1 – Fortsettelse**

<b>Prøvenr.</b>	<b>Hel vekt</b> (±0,01 g)	<b>Bredde</b> (±0,02mm)	<b>Kjønn</b>	<b>Vekt HP</b> (±0,01 g)	<b>TS%</b> (%)	<b>Matfylde</b>	<b>GM</b>	<b>Ant. Klør</b>	<b>Ant. Gangbein</b>	<b>Skallfarge</b>	<b>SS</b>	<b>HSI</b> (%)	<b>Vekt væske</b> (±0,01 g)
2016/491-20*	25,54	49,81	Hunnkjønn	1,29	34,64	1	5	1	8	4	3	5,3	0,31
2016/491-21	34,57	56,09	Hunnkjønn	1,28	27,01	1	4	2	7	4	3	3,8	1,66
2016/491-22	29,83	53,97	Hunnkjønn	1,65	31,33	3	4	2	7	4	2	5,9	0,98
2016/491-23	25,51	49,97	Hunnkjønn	1,32	34,71	2	4	2	8	4	3	5,5	0,53
2016/491-24	26,88	50,50	Hunnkjønn	1,2	32,17	2	4	2	8	4	3	4,7	0,14
2016/491-25*	30,09	52,17	Hunnkjønn	1,10	30,60	2	4	2	8	4	3	3,8	0,48
2016/491-26	23,53	45,35	Hunnkjønn	1,09	33,61	2	4,5	2	8	4	3	4,9	0,13
2016/491-27	21,96	46,95	Hunnkjønn	1,12	34,07	2	4	2	8	4	3	5,4	0,62
2016/491-28	22,11	47,80	Hunnkjønn	1,34	34,37	2	3	2	8	4	3	6,5	0,26
2016/491-29	22,82	47,26	Hunnkjønn	1,40	36,22	2	3	2	7	4	3	6,5	0,50
2016/491-30	19,64	44,54	Hunnkjønn	1,10	34,86	2	3	2	8	4	3	5,9	0,17
Snitt hannkjønn	57,89	62,30	-	2,83	33,32	2,4	2,2	2	8	2	3	5,2	1,26
Snitt hunnkjønn	26,42	49,95	-	1,33	33,49	2	3,8	2	8	3	3	5,4	0,52

\*Tilstedeværelse av utrogn.

**Tabell 9.1.2** – Oversikt over fysiske parametere for krabber fra Sotra-april, med våtvekt (g) av hel krabbe, væske i buret og hepatopankreas (HP), tørrstoffprosent for hepatopankreas (TS%), skallbredde (mm), kjønn, antall klør og gangbein, hepatosomatisk indeks (HSI), samt oversikt over parameterne matfylde, gonademodning (GM), skalfarge og skallskiftestadium (SS), bestemt som beskrevet i kapittel 3.2: «Prøveopparbeiding».

Krabbene er inndelt i grupper etter skallbredde: 1 = små krabber, 2 = gjennomsnittlige og 3 = store krabber.

Prøvenr.	Gr.	Hel vekt (±0,01 g)	Bredde (±0,02mm)	Kjønn	Vekt HP (±0,01 g)	TS% (%)	Matfylde	GM	Ant. Klør	Ant. Gangbein	Skall- farge	SS	HSI (%)	Vekt væske (±0,01 g)
2016-628/1	3	90,54	73,30	Hannkjønn	3,94	28,27	2	3	2	5	4	4	4,5	2,09
2016-628/2	3	107,22	82,05	Hannkjønn	6,71	37,61	3	3	1	7	3	3	6,7	1,54
2016-628/3	2	65,82	65,38	Hannkjønn	3,78	31,22	2	3	2	8	3	3	6,1	1,05
2016-628/4	3	106,04	74,96	Hannkjønn	5,76	22,71	2	3	2	7	4	3	5,7	1,22
2016-628/5	3	83,56	74,13	Hannkjønn	4,91	29,92	2	2	2	7	4	3	6,2	1,27
2016-628/6	2	72,78	66,40	Hannkjønn	2,92	28,50	2	3	2	8	5	3	4,2	1,96
2016-628/7	2	68,93	67,63	Hannkjønn	3,76	32,24	2	3	1	7	3	3	5,8	1,01
2016-628/8	2	64,35	67,25	Hannkjønn	3,33	31,37	3	3	1	8	2	4	5,5	3,60
2016-628/9	3	102,87	78,63	Hannkjønn	6,87	30,64	3	3	2	8	1	3	7,2	1,08
2016-628/10	3	102,01	76,96	Hannkjønn	5,87	35,64	2	3	2	8	1	3	6,1	0,93
2016-628/11	3	96,16	74,27	Hannkjønn	5,69	30,93	2	3	2	8	1	3	6,3	1,28
2016-628/12	3	85,58	70,15	Hannkjønn	5,32	31,68	3	3	2	8	1	3	6,6	1,61
2016-628/13	3	72,98	68,21	Hannkjønn	3,77	34,12	2	3	2	6	4	3,5	5,4	1,51
2016-628/14	3	89,40	70,93	Hannkjønn	4,61	28,16	3	3	2	7	4	3	5,4	1,4
2016-628/15	3	62,09	65,69	Hannkjønn	2,82	30,62	2	3	1	6	4	3	4,8	1,45
2016-628/16	3	76,56	70,30	Hannkjønn	5,16	31,13	3	3	2	7	1	2	7,2	1,70
2016-628/17	2	104,52	77,09	Hannkjønn	5,03	32,51	3	3	2	8	4	3	5,1	2,20
2016-628/18	2	67,31	65,40	Hannkjønn	4,24	34,31	2	3	2	8	4	4	6,7	1,30
2016-628/19	2	62,71	67,33	Hannkjønn	3,31	34,07	2	3	2	6	4	3	5,6	2,44
2016-628/20	3	93,95	75,70	Hannkjønn	5,26	35,19	3	3	2	8	4	3	5,9	1,76
2016-628/21	3	110,07	78,06	Hannkjønn	4,04	25,15	2	3	2	8	4	3	3,8	3,53
2016-628/22	3	113,41	76,53	Hannkjønn	6,39	34,74	3	3	2	8	4	3	6,0	3,26
2016-628/23	2	73,66	66,93	Hannkjønn	4,76	37,50	3	2	2	8	3	3	6,9	1,41

**Tabell 9.1.2 - Fortsettelse**

<b>Prøvenr.</b>	<b>Gr.</b>	<b>Hel vekt</b> (±0,01 g)	<b>Bredde</b> (±0,02 mm)	<b>Kjønn</b>	<b>Vekt HP</b> (±0,01 g)	<b>TS%</b> (%)	<b>Matfylde</b>	<b>GM</b>	<b>Ant. Klør</b>	<b>Ant. Gangbein</b>	<b>Skall-farge</b>	<b>SS</b>	<b>HSI</b> (%)	<b>Vekt væske</b> (±0,01 g)
2016-628/24	2	62,33	64,40	Hannkjønn	3,5	30,00	2	2	2	7	4	3	5,9	0,89
2016-628/25	2	54,75	62,24	Hannkjønn	3,92	33,93	2	3	2	8	4	3	7,7	0,43
2016-628/26	2	50,74	60,12	Hannkjønn	3,13	32,14	2	3	2	7	4	3	6,6	0,33
2016-628/27	2	77,09	67,15	Hannkjønn	5,13	33,06	3	3	2	8	3	3	7,1	0,62
2016-628/28	2	42,02	57,69	Hannkjønn	2,39	24,63	2	2	2	8	1	2	6,0	1,62
2016-628/29	2	59,22	65,18	Hannkjønn	3,27	35,48	2	3	2	7	4	3	5,8	1,65
2016-628/30	2	44,23	59,08	Hannkjønn	1,77	21,13	2	2	2	7	1	2	4,2	1,74
2016-628/31	2	55,00	66,22	Hunnkjønn	4,41	27,79	3	3	2	6	4	3	8,7	1,15
2016-628/32	2	39,91	58,80	Hunnkjønn	3,07	29,43	2	1	2	7	5	3	8,3	0,91
2016-628/33	2	47,71	59,79	Hunnkjønn	3,69	33,25	3	3	2	8	5	3	8,4	0,87
2016-628/34	2	48,29	60,22	Hunnkjønn	3,14	34,28	3	4	2	7	5	3	7,0	0,57
2016-628/35*	2	38,61	58,08	Hunnkjønn	2,22	30,69	2	5	1	8	5	3	6,1	1,48
2016-628/36*	2	47,35	60,46	Hunnkjønn	2,12	29,03	2	3	2	6	3	3	4,7	0,61
2016-628/37	2	39,75	62,97	Hunnkjønn	1,75	26,89	2	3	1	7	4	3	4,6	1,37
2016-628/38	2	39,47	56,94	Hunnkjønn	2,86	31,09	3	3	2	8	3	3	7,8	0,75
2016-628/39	2	39,63	58,44	Hunnkjønn	2,59	26,29	2	5	2	7	3	3	7,0	1,24
2016-628/40	2	32,33	54,62	Hunnkjønn	1,70	27,01	2	4	2	6	4	3	5,6	1,19
2016-628/41	2	32,22	52,18	Hunnkjønn	3,13	33,61	3	3	2	7	4	3	11	0,06
2016-628/42	2	30,23	52,53	Hunnkjønn	2,00	32,71	3	3	2	8	4	3	7,1	0,18
2016-628/43	2	31,06	51,96	Hunnkjønn	3,28	38,85	3	2	2	8	5	3	12	0,11
2016-628/44	2	30,89	52,36	Hunnkjønn	2,26	24,98	2	5	2	8	5	3	7,9	0,77
2016-628/45	1	26,35	50,12	Hunnkjønn	2,46	35,96	3	5	2	8	5	3	10	0,33
2016-628/46	1	23,02	44,74	Hannkjønn	2,10	45,82	3	2	2	8	1	2	10	0,17

**Tabell 9.1.2 – Fortsettelse**

<b>Prøvenr.</b>	<b>Gr.</b>	<b>Hel vekt</b> (±0,01 g)	<b>Bredde</b> (±0,02 mm)	<b>Kjønn</b>	<b>Vekt HP</b> (±0,01 g)	<b>TS%</b> (%)	<b>Matfylde</b>	<b>GM</b>	<b>Ant. Klør</b>	<b>Ant. Gangbein</b>	<b>Skall-farge</b>	<b>SS</b>	<b>HSI</b> (%)	<b>Vekt væske</b> (±0,01 g)
2016-628/47	1	15,97	41,97	Hannkjønn	0,83	21,80	2	2	1	8	1	2	5,5	0,64
2016-628/48*	1	5,98	29,57	Hunnkjønn	0,28	35,94	2	5	2	8	5	3	4,9	0,01
2016-628/49*	1	16,86	42,40	Hunnkjønn	0,67	27,33	3	5	2	6	4	3	4,1	0,36
2016-628/50*	2	16,75	52,63	Hunnkjønn	0,95	31,67	3	5	2	8	4	3	6,0	0,58
2016-628/51	1	19,68	45,76	Hunnkjønn	2,06	30,27	3	5	2	8	4	3	12	0,17
2016-628/52	1	24,82	48,37	Hunnkjønn	2,33	37,95	3	5	2	7	2	3	10	0,23
2016-628/53*	1	11,09	37,53	Hunnkjønn	0,58	32,94	2	5	1	5	4	3	5,5	0,11
2016-628/54	1	24,77	48,32	Hunnkjønn	1,58	34,62	2	3	2	8	4	3	6,8	0,51
2016-628/55	1	23,08	48,71	Hunnkjønn	1,74	30,85	3	1	2	8	2	3	8,2	0,40
2016-628/56	1	23,45	48,98	Hunnkjønn	2,03	31,65	2	1	1	7	4	3	9,5	0,17
2016-628/57	1	23,34	47,37	Hunnkjønn	2,40	33,22	3	5	2	8	4	3	12	0,31
2016-628/58*	1	22,95	48,50	Hunnkjønn	1,61	34,00	2	5	2	8	4	3	7,5	0,27
2016-628/59	1	20,2	44,42	Hannkjønn	1,80	43,48	2	2	2	8	1	3	9,8	0,19
2016-628/60	1	23,59	48,65	Hunnkjønn	2,42	37,74	3	2	2	8	4	3	11	0,04
Snitt hannkjønn	-	73,39	67,28	-	4,12	31,81	2	3	2	7	3	3	6,1	1,19
Snitt hunnkjønn	-	30,19	51,94	-	2,19	31,85	3	4	2	7	4	3	7,9	0,92

\*Tilstedeværelse av utrogn

**Tabell 9.1.3** – Oversikt over fysiske parametere for krabber fra Hardangerfjorden, med våtvekt (g) av hel krabbe, væske i buret og hepatopankreas (HP), tørrstoffprosent for hepatopankreas (TS%), skallbredde (mm), kjønn, antall klør og gangbein, hepatosomatisk indeks (HSI), samt oversikt over parameterne matfylde, gonademodning (GM), skallfarge og skallskiftestadium (SS), bestemt som beskrevet i kapittel 3.2: «Prøveopparbeiding».

Prøvenr.	Hel vekt (±0,01 g)	Bredde (±0,02 mm)	Kjønn	Vekt HP (±0,01 g)	TS% (%)	Matfyl de	GM	Ant. Klør	Ant. Gangbein	Skall- farge	SS	HSI (%)	Vekt væske (±0,01 g)
2016-627/1	63,58	66,03	Hannkjønn	3,42	19,14	2	3	1	7	3	3	5,7	2,25
2016-627/2	23,36	46,47	Hannkjønn	2,19	41,57	3	2	2	8	3	2	10	0,29
2016-627/3	15,23	39,44	Hannkjønn	1,36	45,41	3	3	2	8	3	3	9,8	0,01
2016-627/4	15,84	40,37	Hannkjønn	1,07	30,01	2	2	2	8	1	2	7,2	0,57
2016-627/5	6,23	30,74	Hunnkjønn	0,41	40,75	2	1	2	8	4	3	7,0	0,04
2016-627/6	6,77	30,55	Hannkjønn	0,65	44,77	3	1	2	8	4	3	11	0,01
2016-627/7	52,05	58,17	Hannkjønn	3,58	33,33	3	3	2	8	3	3	7,4	0,76
2016-627/8	14,38	39,78	Hannkjønn	1,33	28,90	3	2	2	8	1	2	10	0,16
2016-627/9	15,33	41,75	Hannkjønn	0,8	26,78	2	1	2	8	1	2	5,5	0,46
2016-627/10	33,34	52,97	Hannkjønn	1,35	24,09	2	2	2	8	1	2	4,2	1,21
2016-627/11	8,18	33,73	Hunnkjønn	0,43	30,71	2	1	2	8	1	2	5,5	0,26
2016-627/12	21,26	46,22	Hannkjønn	0,75	21,45	2	2	2	8	3	2	3,7	0,77
2016-627/13	11,59	37,85	Hannkjønn	0,55	27,20	2	1	2	8	3	2	5,0	0,44
2016-627/14	8,99	34,37	Hannkjønn	0,67	30,50	2	1	2	8	1	2	8,1	0,20
2016-627/15	4,17	25,74	Hannkjønn	0,33	40,40	2	1	2	8	1	1	8,6	0,06
2016-627/16	3,58	24,67	Hannkjønn	0,31	47,47	3	2	1	8	5	2	9,5	0,00
2016-627/17	1,42	21,02	Hannkjønn	0,12	54,48	3	1	2	8	1	1	9,2	0,00
Snitt hunner	19,39	40,36	-	1,23	34,37	3	2	2	8	2	2	7,7	0,48
Snitt hanner	7,21	32,24	-	0,42	35,73	2	1	2	8	2	3	6,3	0,15



**Tabell 9.1.4** – Oversikt over fysiske parametere for krabber fra Fleinvær, med våtvekt (g) av hel krabbe, væske i buret og hepatopankreas (HP), tørrstoffprosent for hepatopankreas (TS%), skallbredde (mm), kjønn, antall klør og gangbein, hepatosomatisk indeks (HSI), samt oversikt over parameterne matfylde, gonademodning (GM), skallfarge og skallskiftestadium (SS), bestemt som beskrevet i kapittel 3.2: «Prøveopparbeiding».

Prøvenr.	Hel vekt (±0,01 g)	Bredde (±0,02 mm)	Kjønn	Vekt HP (±0,01 g)	TS% (%)	Matfylde	GM	Ant. Klør	Ant. Gangbein	Skallfarge	SS	HSI (%)	Vekt væske (±0,01 g)
2016-771/1	85,41	69,44	Hannkjønn	5,93	32,33	2	2	2	8	4	3	7,5	1,15
2016-771/2	90,59	73,23	Hannkjønn	5,96	28,16	2	3	2	8	4	3	7,0	3,21
2016-771/3	56,31	61,33	Hannkjønn	3,48	27,25	2	2	2	8	1	2	6,6	1,74
2016-771/4	96,55	72,43	Hannkjønn	5,69	30,99	2	3	2	7	4	3	6,3	2,32
2016-771/5	101,24	73,67	Hannkjønn	6,21	26,80	3	3	2	8	4	3	6,5	2,48
2016-771/6	101,79	72,09	Hannkjønn	5,42	32,72	2	3	2	8	4	3	5,6	2,62
2016-771/7	101,37	73,21	Hannkjønn	6,76	36,55	2	3	2	8	4	3	7,1	0,98
2016-771/8	72,43	67,29	Hannkjønn	5,82	33,55	3	2	2	8	2	2	8,7	2,02
2016-771/9	87,96	69,49	Hannkjønn	5,76	31,34	2	3	2	8	2	3	7,0	1,55
2016-771/10	93,51	74,32	Hannkjønn	7,52	30,16	3	3	2	7	2	3	8,7	2,24
2016-771/11	95,22	70,00	Hannkjønn	6,17	34,65	2	3	2	8	2	3	6,9	1,54
2016-771/12	99,28	70,67	Hannkjønn	5,02	27,52	2	3	2	8	2	3	5,3	1,95
2016-771/13	67,41	64,17	Hannkjønn	4,66	37,92	3	1	2	8	2	3	7,4	1,23
2016-771/14	102,53	76,21	Hannkjønn	6,23	33,04	3	2	2	7	4	3	6,5	2,76
2016-771/15	76,88	67,19	Hannkjønn	5,69	30,57	2	3	2	8	4	3	8,0	0,73
2016-771/16	88,9	72,85	Hannkjønn	6,57	31,00	3	3	2	7	4	3	8,0	1,61
2016-771/17	67,25	68,94	Hannkjønn	5,91	30,62	3	2	2	8	4	3	9,6	0,38
2016-771/18	91,41	69,13	Hannkjønn	6,05	35,31	3	2	2	8	4	3	7,1	1,63
2016-771/19	89,78	71,59	Hannkjønn	7,11	36,83	2	3	2	8	5	4	8,6	0,65
2016-771/20	68,28	68,53	Hannkjønn	4,46	30,00	2	3	1	7	4	3	7,0	1,88
2016-771/21	80,99	68,80	Hannkjønn	3,79	30,14	2	3	2	8	3	3	4,9	3,10
2016-771/22	77,06	68,12	Hannkjønn	4,44	32,17	3	2	1	8	1	3	6,1	1,95
2016-771/23	77,95	69,11	Hannkjønn	4,67	33,06	3	3	2	7	5	3	6,4	2,99
2016-771/24	61,26	69,92	Hannkjønn	4,99	31,69	3	3	1	7	3	3	8,9	2,30
2016-771/25	100,58	73,43	Hannkjønn	5,41	28,05	3	3	2	7	4	3	5,7	4,26

**Tabell 9.1.4 – Fortsettelse**

<b>Prøvenr.</b>	<b>Hel vekt</b> (±0,01 g)	<b>Bredde</b> (±0,02 mm)	<b>Kjønn</b>	<b>Vekt HP</b> (±0,01 g)	<b>TS%</b> (%)	<b>Matfylde</b>	<b>GM</b>	<b>Ant. Klør</b>	<b>Ant.</b> <b>Gangbein</b>	<b>Skallfarge</b>	<b>SS</b>	<b>HSI</b> (%)	<b>Vekt væske</b> (±0,01 g)
2016-771/26	95,28	74,97	Hannkjønn	4,40	29,46	2	3	2	8	4	3	4,8	2,44
2016-771/27	92,30	71,65	Hannkjønn	6,80	30,96	3	3	2	8	2	3	8,0	1,87
2016-771/28	71,12	68,31	Hunnkjønn	5,79	21,76	3	5	2	7	5	3,5	8,9	2,97
2016-771/29	67,06	66,24	Hunnkjønn	4,92	26,11	3	4	2	6	3	3	7,9	1,74
2016-771/30	39,93	57,78	Hunnkjønn	2,64	32,50	2	4	1	8	3	3	7,1	0,64
Snitt hannkjønn	85,91	70,44	-	5,59	31,59	3	3	2	8	3	3	7,0	1,98
Snitt hunnkjønn	59,37	64,11	-	4,45	26,79	3	4	2	7	3	3	7,9	1,78

**Tabell 9.1.5** – Oversikt over fysiske parametere for krabber fra Vesterålen, med våtvekt (g) av hel krabbe, væske i buret og hepatopankreas (HP), tørrstoffprosent for hepatopankreas (TS%), skallbredde (mm), kjønn, antall klør og gangbein, hepatosomatisk indeks (HSI), samt oversikt over parameterne matfylde, gonademodning (GM), skallfarge og skallskiftestadium (SS), bestemt som beskrevet i kapittel 3.2: «Prøveopparbeiding». Krabbene er inndelt i grupper etter skallbredde: 1 = små krabber, 2 = gjennomsnittlige og 3 = store krabber.

Prøvenr.	Gruppe	Hel vekt (±0,01 g)	Bredde (±0,02 mm)	Kjønn	Vekt HP (±0,01 g)	TS% (%)	Matfylde	GM	Ant. Klør	Ant. Gangbein	Skallfarge	SS	HSI (%)	Vekt væske (±0,01 g)
2016-837/1	2	55,91	60,18	Hunnkjønn	3,79	25,54	3	4	2	8	3	3	7,3	1,33
2016-837/2	2	47,96	61,13	Hunnkjønn	2,73	31,26	2	3	2	8	3	3	6,0	1,21
2016-837/3	2	39,34	54,55	Hunnkjønn	2,91	32,60	3	3	2	7	3	3	8,0	0,70
2016-837/4	2	43,43	60,51	Hunnkjønn	3,37	28,09	3	2	2	7	3	3	8,4	0,00
2016-837/5	2	41,43	56,93	Hunnkjønn	3,65	28,54	2	5	2	8	5	3	9,7	1,57
2016-837/6	2	57,81	61,24	Hunnkjønn	4,96	32,99	2	5	2	8	5	3	9,4	1,97
2016-837/7	2	47,68	63,3	Hunnkjønn	1,92	24,46	1	4	2	8	2	3	4,2	2,20
2016-837/8	2	39,71	57,04	Hunnkjønn	2,57	36,79	3	4	2	8	2	3	6,9	0,33
2016-837/9	2	32,67	53,37	Hunnkjønn	2,74	31,32	2	2	2	7	3	3	9,2	0,78
2016-837/10	2	44,7	58,77	Hunnkjønn	2,56	33,70	2	4	1	8	4	3	6,1	0,47
2016-837/11	2	41,18	56,46	Hunnkjønn	2,25	34,34	2	4	2	8	3	3	5,8	0,59
2016-837/12	2	37,86	55,05	Hunnkjønn	2,96	32,01	2	3	2	8	3	3	8,5	0,58
2016-837/13	2	34,35	53,7	Hunnkjønn	2,10	28,83	3	3	2	8	2	3	6,5	0,78
2016-837/14	2	45,12	60,67	Hunnkjønn	3,83	25,46	3	3	1	8	3	3	9,3	0,65
2016-837/15	2	31,87	52,5	Hunnkjønn	2,37	31,45	2	5	2	8	1	3	8,0	0,95
2016-837/16	1	15,27	40,28	Hannkjønn	1,24	34,67	2	1	2	7	1	2	8,8	0,31
2016-837/17	1	28,25	49,37	Hannkjønn	2,54	36,69	2	2	2	8	3	3	9,9	0,44
2016-837/18	1	21,60	44,98	Hannkjønn	2,35	42,56	3	2	2	8	1	3	12	0,15
2016-837/19	1	26,83	47,61	Hannkjønn	2,66	39,71	3	2	2	8	1	3	12	0,12
2016-837/20	1	14,11	38,32	Hannkjønn	1,48	37,35	3	2	2	8	1	3	12	0,11
2016-837/21	1	22,91	47,28	Hannkjønn	2,13	37,69	3	2	2	7	3	3	10	0,09

**Tabell 9.1.5 - Fortsettelse**

<b>Prøvenr.</b>	<b>Gruppe</b>	<b>Hel vekt</b> (±0,01 g)	<b>Bredde</b> (±0,02 mm)	<b>Kjønn</b>	<b>Vekt HP</b> (±0,01 g)	<b>TS%</b> (%)	<b>Matfylde</b>	<b>GM</b>	<b>Ant. Klør</b>	<b>Ant. Gangbein</b>	<b>Skallfarge</b>	<b>SS</b>	<b>HSI</b> (%)	<b>Vekt væske</b> (±0,01 g)
2016-837/22	1	19,09	45,26	Hunnkjønn	1,21	36,51	2	4	1	7	4	3	6,8	0,09
2016-837/23	1	27,03	48,61	Hannkjønn	2,02	31,98	3	2	2	8	1	3	8,1	0,37
2016-837/24	1	26,09	49,79	Hunnkjønn	1,88	27,36	2	3	2	8	1	3	7,8	0,69
2016-837/25	1	19,17	42,47	Hannkjønn	1,96	44,40	3	2	2	7	4	3	11	0,00
2016-837/26	1	21,71	45,21	Hannkjønn	2,04	35,54	2	2	2	8	2	3	10	0,26
2016-837/27	1	25,51	47,82	Hannkjønn	2,65	34,72	3	2	2	8	3	3	12	0,30
2016-837/28	1	20,13	43,22	Hannkjønn	1,68	34,61	2	2	2	8	1	2	9,1	0,54
2016-837/29	1	21,48	45,52	Hunnkjønn	2,04	39,85	2	3	2	8	1	3	11	0,27
2016-837/30	1	22,84	44,92	Hannkjønn	2,54	43,85	3	3	2	8	1	3	13	0,11
2016-837/31	3	129,48	79,48	Hannkjønn	7,77	30,72	3	3	2	7	1	3	6,4	3,83
2016-837/32	3	133,35	81,37	Hannkjønn	7,27	24,53	2	3	2	8	4	3	5,8	4,83
2016-837/33	3	97,71	75,99	Hannkjønn	6,17	30,68	3	3	1	8	4	3	6,7	2,63
2016-837/34	3	127,84	81,11	Hannkjønn	6,36	24,27	2	3	2	8	1	3	5,2	5,25
2016-837/35	2	92,05	71,10	Hannkjønn	6,82	32,10	3	3	2	7	4	3	8,0	0,97
2016-837/36	3	121,08	77,54	Hannkjønn	6,36	27,15	2	2	2	7	4	3	5,5	3,99
2016-837/37	3	128,63	79,90	Hannkjønn	5,96	23,31	2	2	2	8	2	3	4,9	3,81
2016-837/38	3	168,82	88,17	Hannkjønn	6,34	23,94	2	3	2	8	2	3	3,9	6,28
2016-837/39	3	127,3	83,34	Hannkjønn	4,32	16,87	2	2	2	8	1	2	3,5	6,01
2016-837/40	3	94,42	79,79	Hannkjønn	3,44	17,05	1	2	2	6	1	2	3,8	5,09
2016-837/41	3	130,30	79,20	Hannkjønn	5,35	21,14	2	2	2	8	1	3	4,3	7,01
2016-837/42	3	133,13	81,84	Hannkjønn	6,19	27,12	2	2	2	8	1	3	4,9	3,51
2016-837/43	3	138,37	77,77	Hannkjønn	8,98	34,08	3	2	2	8	4	3	6,9	2,28
2016-837/44	3	111,13	77,99	Hannkjønn	8,75	26,16	3	2	2	7	1	3	8,5	1,55

**Tabell 9.1.5 - Fortsettelse**

<b>Prøvenr.</b>	<b>Gr.</b>	<b>Hel vekt</b> (±0,01 g)	<b>Bredde</b> (±0,02 mm)	<b>Kjønn</b>	<b>Vekt HP</b> (±0,01 g)	<b>TS%</b> (%)	<b>Matfylde</b>	<b>GM</b>	<b>Ant. Klør</b>	<b>Ant. Gangbein</b>	<b>Skall-farge</b>	<b>SS</b>	<b>HSI</b> (%)	<b>Vekt væske</b> (±0,01 g)
2016-837/45	3	95,78	74,91	Hannkjønn	4,03	21,29	2	2	2	6	3	3	4,4	3,31
2016-837/46	2	66,37	62,76	Hannkjønn	5,75	37,72	3	2	2	8	3	3	9,5	0,72
2016-837/47	2	64,79	65,03	Hannkjønn	5,26	29,45	3	2	1	7	3	3	8,8	0,49
2016-837/48	2	62,10	63,88	Hannkjønn	4,08	34,85	2	2	2	8	2	3	7,0	1,27
2016-837/49	2	66,22	62,90	Hannkjønn	4,46	36,17	3	3	2	8	4	3	7,2	1,11
2016-837/50	2	56,21	59,70	Hannkjønn	5,15	34,74	3	2	2	8	3	3	10	0,18
2016-837/51	2	54,96	61,93	Hannkjønn	4,05	33,51	2	2	2	8	1	3	8,0	1,12
2016-837/52	2	81,02	65,70	Hannkjønn	3,71	23,47	2	2	2	7	1,5	3	4,8	1,95
2016-837/53	2	68,16	66,07	Hannkjønn	4,62	33,69	2	2	2	8	1	3	7,3	1,01
2016-837/54	2	60,72	64,39	Hannkjønn	3,56	30,20	2	2	2	7	1,5	3	6,2	1,98
2016-837/55	3	99,91	72,94	Hannkjønn	5,90	32,99	2	2	2	8	2	3	6,3	1,94
2016-837/56	2	78,78	68,82	Hannkjønn	5,55	31,48	3	2	2	8	4	3	7,6	0,9
2016-837/57	2	86,75	69,85	Hannkjønn	5,89	25,32	3	2	2	8	2,5	3	7,3	2,22
2016-837/58	2	45,27	56,42	Hannkjønn	3,71	35,07	2	2	2	8	3	3	8,9	0,14
2016-837/59	2	91,41	66,93	Hannkjønn	6,25	31,26	3	2	2	8	4	3	7,3	1,61
2016-837/60	2	35,44	52,20	Hannkjønn	3,46	41,56	2	2	2	7	1	2	11	0,19
Snitt hannkjønn	-	74,12	64,06	-	4,54	31,17	2	2	2	8	2	3	7,8	1,90
Snitt hunnkjønn	-	39,32	55,89	-	2,78	31,56	2	4	2	8	2	3	7,7	0,84

**Tabell 9.1.6** – Oversikt over fysiske parametere for krabber fra Sotra-august, med våtvekt (g) av hel krabbe, væske i buret og hepatopankreas (HP), tørrstoffprosent for hepatopankreas (TS%), skallbredde (mm), kjønn, antall klør og gangbein, hepatosomatisk indeks (HSI), samt oversikt over parameterne matfylde, gonademodning (GM), skallfarge og skallskiftestadium (SS), bestemt som beskrevet i kapittel 3.2: «Prøveopparbeiding».

Prøvenr.	Hel vekt (±0,01 g)	Bredde (±0,02 mm)	Kjønn	Vekt HP (±0,01 g)	TS% (%)	Matfylde	GM	Ant. Klør	Ant. Gangbein	Skallfarge	SS	HSI (%)	Vekt væske (±0,01 g)
2016-1344/1	41,40	57,27	Hunnkjønn	3,89	35,44	2	5	2	7	5	3	10	0,99
2016-1344/2	52,20	64,07	Hunnkjønn	4,61	26,95	3	4	2	8	1	2	9,7	0,73
2016-1344/3	36,90	55,85	Hunnkjønn	2,97	31,36	2	3	2	8	1	2	8,8	0,99
2016-1344/4	58,08	65,57	Hunnkjønn	4,43	24,62	2	3	2	7	1	3	8,2	1,65
2016-1344/5	43,29	59,26	Hunnkjønn	4,04	30,60	3	3	2	8	1	3	10	0,63
2016-1344/6	38,73	56,26	Hunnkjønn	3,99	30,53	3	3	2	8	5	3	12	0,40
2016-1344/7	38,35	58,16	Hunnkjønn	2,8	22,75	2	5	2	8	1	2	7,9	1,27
2016-1344/8	43,35	58,66	Hunnkjønn	3,74	28,23	2	3	2	8	1	3	9,4	1,12
2016-1344/9	39,43	55,88	Hunnkjønn	3,51	22,78	3	2	2	8	1	3	9,8	0,56
2016-1344/10	43,13	56,65	Hunnkjønn	3,77	35,65	3	4	2	8	1	3	9,6	0,40
2016-1344/11	42,95	61,41	Hunnkjønn	4,13	25,13	3	3	1	8	2	3	11	1,46
2016-1344/12	47,01	60,20	Hunnkjønn	3,61	27,64	2	3	2	7	2	3	8,3	0,60
2016-1344/13	36,87	55,31	Hunnkjønn	3,17	25,53	2	3	2	8	1	2	9,4	0,92
2016-1344/14	41,56	58,23	Hunnkjønn	3,22	24,22	2	3	2	7	1	3	8,4	1,09
2016-1344/15	31,87	54,54	Hunnkjønn	2,58	24,91	2	5	2	8	5	3,5	8,8	1,08
2016-1344/16	67,91	70,66	Hannkjønn	4,04	21,32	2	3	2	7	1	2	6,3	0,78
2016-1344/17	70,19	67,81	Hannkjønn	4,34	22,56	2	3	2	8	1	3	6,6	1,70
2016-1344/18	44,47	57,87	Hannkjønn	3,56	33,85	2	3	2	7	2	3	8,7	0,64
2016-1344/19	33,76	56,74	Hannkjønn	2,26	22,34	2	2	2	7	1	2	7,2	1,68
2016-1344/20	43,52	59,23	Hannkjønn	3,76	32,61	3	3	2	7	2	3	9,5	0,37
2016-1344/21	35,75	53,88	Hannkjønn	2,47	27,47	2	2	2	7	1	3	7,4	0,84
2016-1344/22	46,23	61,02	Hannkjønn	3,96	35,81	3	2	1,5	7	4	3	10	0,95
2016-1344/23	54,23	64,33	Hannkjønn	4,01	30,60	2	3	2	7	5	3	9,7	0,20
2016-1344/24	73,15	69,20	Hannkjønn	4,61	29,18	3	3	2	8	5	3	8,8	1,79
2016-1344/25	47,88	60,38	Hannkjønn	2,52	27,23	2	2	2	8	1	2	8,2	2,27
2016-1344/26	70,50	67,89	Hannkjønn	3,24	30,58	2	3	2	8	4	3	10	2,05

**Tabell 9.1.6 – Fortsettelse**

<b>Prøvenr.</b>	<b>Hel vekt</b> (±0,01 g)	<b>Bredde</b> (±0,02 mm)	<b>Kjønn</b>	<b>Vekt HP</b> (±0,01 g)	<b>TS%</b> (%)	<b>Mat-fylde</b>	<b>GM</b>	<b>Ant. Klør</b>	<b>Ant. Gangbein</b>	<b>Skall-farge</b>	<b>SS</b>	<b>HSI</b> (%)	<b>Vekt væske</b> (±0,01 g)
2016-1344/27	40,33	56,55	Hannkjønn	3,23	28,52	3	3	2	8	1	2	8,7	0,53
2016-1344/28	75,04	68,01	Hannkjønn	4,66	32,40	2	3	2	8	1	3	6,6	2,17
2016-1344/29	41,46	58,83	Hannkjønn	3,40	35,38	2	3	2	8	1	3	8,9	0,36
2016-1344/30	71,47	69,18	Hannkjønn	5,05	30,41	3	3	2	8	4	3	7,6	1,49
Snitt hannkjønn	54,42	62,77	-	3,67	29,35	2	3	2	8	3	3	7,5	1,19
Snitt hunnkjønn	42,34	58,49	-	3,63	27,76	2	3	2	8	2	3	9,4	0,93

## 9.2. Vedlegg 2: Tillaging av samle- og suppeprøver

Oversikt over innveid mengde vev til samleprøver av klokjøtt og innrogn, samt mengde strandkrabber, olje og springvann benyttet ved tillaging av strandkrabbesuppe. Tørrstoffprosent for prøvene er gitt.

**Tabell 9.2.1** – Innveid mengde vev til samleprøver av klokjøtt og innrogn (g våtvekt) av strandkrabber fra Kvitsøy. TS% = tørrstoffprosent (%).

Samleprøve	Journalnr.	Kjønn	TS% (%)	Krabbe nr.	Vekt klokjøtt (± 0,01 g)	Vekt innrogn (± 0,01 g)
Klokjøtt-1	2016-491/31	Hannkrabber	24,73	2016-491/2	1,49	-
				2016-491/11	1,32	-
				2016-491/6	2,37	-
				2016-491/13	1,23	-
				2016-491/15	1,89	-
Klokjøtt-2	2016-491/32	Hannkrabber	22,94	2016-491/9	1,31	-
				2016-491/7	1,55	-
				2016-491/5	1,66	-
				2016-491/8	2,98	-
				2016-491/1	1,67	-
Klokjøtt-3	2016-491/33	Hannkrabber	21,55	2016-491/10	2,33	-
				2016-491/14	1,86	-
				2016-491/4	1,60	-
				2016-491/12	1,96	-
				2016-491/3	0,64	-
Klokjøtt-4	2016-491/34	Hunnkrabber	23,99	2016-491/24	0,46	3,08
				2016-491/16	0,42	4,00
				2016-491/30	0,21	1,91
				2016-491/29	0,23	1,48
				2016-491/20	0,28	2,61
Klokjøtt-5	2016-491/35	Hunnkrabber	20,87	2016-491/19	0,24	1,99
				2016-491/22	0,60	2,49
				2016-491/21	0,36	0,00
				2016-491/17	0,46	2,97
				2016-491/27	0,33	0,83



**Tabell 9.2.1 – Fortsettelse**

Klokjøtt-6	2016-491/36	Hunnkrabber	25,73	2016-491/26	0,41	2,49
				2016-491/18	0,48	2,67
				2016-491/25	0,58	2,14
				2016-491/23	0,42	1,64
				2016-491/28	0,32	1,42
Innrogn	2016-491/37	Hunnkrabber	45,24	Alle hunnkrabber med innrogn		

**Tabell 9.2.2 – Innveid mengde vev til samleprøver av klokjøtt og innrogn (g våtvekt) av strandkrabber fra Sotra-april. TS% = tørrstoffprosent (%).**

Samleprøve	Journalnr.	Kjønn	TS% (%)	Krabbe nr.	Vekt klokjøtt (± 0,01 g)	Vekt innrogn (± 0,01 g)
Klokjøtt-1	2016-628/61	Hannkrabber	24,97	2016-628/15	1,02	-
				2016-628/25	1,00	-
				2016-628/24	1,05	-
				2016-628/7	1,09	-
				2016-628/6	1,15	-
Klokjøtt-2	2016-628/62	Hannkrabber	24,93	2016-628/29	1,08	-
				2016-628/30	1,16	-
				2016-628/19	1,05	-
				2016-628/27	1,19	-
				2016-628/23	1,20	-
Klokjøtt-3	2016-628/63	Hannkrabber	24,22	2016-628/18	1,03	-
				2016-628/3	1,03	-
				2016-628/8	1,06	-
				2016-628/28	1,07	-
				2016-628/26	1,04	-
Klokjøtt-4	2016-628/64	Hunnkrabber	25,21	2016-628/31	0,46	1,06
				2016-628/37	0,41	1,05
				2016-628/38	0,47	1,04
				2016-628/41	0,41	1,00
				2016-628/36	0,47	0,78

**Tabell 9.2.2 - Fortsettelse**

Klokjøtt-5	2016-628/65	Hunnkrabber	24,42	2016-628/43	0,40	0,20
				2016-628/35	0,49	0,00
				2016-628/44	0,45	0,00
				2016-628/32	0,44	0,00
				2016-628/39	0,48	0,00
Klokjøtt-6	2016-628/66	Hunnkrabber	26,22	2016-628/50	0,22	0,00
				2016-628/33	0,49	1,02
				2016-628/42	0,47	0,90
				2016-628/40	0,47	1,00
				2016-628/34	0,47	1,16
Innrogn	2016-628/67	Hunnkrabber	39,67	Alle hunnkrabber med innrogn		

**Tabell 9.2.3 – Innveid mengde vev til samleprøver av klokjøtt og innrogn (g våtvekt) av strandkrabber fra Vesterålen. TS% = tørrstoffprosent (%).**

Samleprøve	Journalnr.	Kjønn	TS% (%)	Krabbe nr.	Vekt klokjøtt (± 0,01 g)	Vekt innrogn (± 0,01 g)
Klokjøtt-1	2016-837/61	Hannkrabber	25,43	2016-837/47	1,13	-
				2016-837/52	1,07	-
				2016-837/48	1,17	-
				2016-837/57	1,11	-
				2016-837/49	1,06	-
Klokjøtt-2	2016-837/62	Hannkrabber	26,21	2016-837/50	1,12	-
				2016-837/56	1,08	-
				2016-837/58	1,05	-
				2016-837/59	1,09	-
				2016-837/53	1,04	-

**Tabell 9.2.3 – Fortsettelse**

Klokjøtt-3	2016-837/63	Hannkrabber	25,40	2016-837/54	1,10	-
				2016-837/51	1,04	-
				2016-837/46	1,01	-
				2016-837/35	1,26	-
				2016-837/60	1,03	-
Klokjøtt-4	2016-837/64	Hunnkrabber	20,26	2016-837/14	0,45	2,11
				2016-837/2	0,47	2,13
				2016-837/12	0,45	1,63
				2016-837/6	0,52	0,00
				2016-837/3	0,46	2,03
Klokjøtt-5	2016-837/65	Hunnkrabber	21,14	2016-837/9	0,43	0,64
				2016-837/11	0,47	2,04
				2016-837/5	0,46	0,00
				2016-837/7	0,43	2,05
				2016-837/10	0,47	2,20
Klokjøtt-6	2016-837/66	Hunnkrabber	27,37	2016-837/13	0,46	1,78
				2016-837/8	0,52	2,12
				2016-837/4	0,49	2,05
				2016-837/1	0,44	2,05
				2016-837/15	0,52	0,00
Innrogn	2016-837/67	Hunnkrabber	46,15	Alle hunnkrabber med innrogn		

**Tabell 9.2.4** – Innveid mengde vev til samleprøver av klokjøtt og innrogn (g våtvekt) av strandkrabber fra Fleinvær. TS% = tørrstoffprosent (%).

Samleprøve	Journalnr.	Kjønn	TS% (%)	Krabbe nr.	Vekt klokjøtt (± 0,01 g)	Vekt innrogn (± 0,01 g)
Klokjøtt-1	2016-771/34	Hannkrabber	23,98	2016-771/17	1,19	-
				2016-771/3	1,09	-
				2016-771/1	1,14	-
				2016-771/8	1,14	-
				2016-771/21	1,14	-
Klokjøtt-2	2016-771/35	Hannkrabber	26,21	2016-771/11	1,12	-
				2016-771/15	1,11	-
				2016-771/22	1,19	-
				2016-771/18	1,13	-
				2016-771/12	1,16	-
Klokjøtt-3	2016-771/36	Hannkrabber	25,40	2016-771/9	1,17	-
				2016-771/20	1,13	-
				2016-771/23	1,16	-
				2016-771/24	1,13	-
				2016-771/13	1,16	-
Klokjøtt-4	2016-771/31	Hunnkrabber	20,26	2016-771/28	2,67	0,00
Klokjøtt-5	2016-771/32	Hunnkrabber	21,14	2016-771/29	3,00	2,89
Klokjøtt-6	2016-771/33	Hunnkrabber	27,37	2016-771/30	1,16	2,81
Innrogn	2016-771/37	Hunnkrabber	46,15	Alle hunnkrabber med innrogn		

**Tabell 9.2.5** – Innveid mengde vev til samleprøver av klokjøtt og innrogn (g våtvekt) av strandkrabber fra Sotra-august. TS% = tørrstoffprosent (%).

Samleprøve	Journalnr.	Kjønn	TS% (%)	Krabbe nr.	Vekt klokjøtt (± 0,01 g)	Vekt innrogn (± 0,01 g)
Klokjøtt-1	2016-1344/31	Hannkrabber	24,21	2016-1344/24	0,52	-
				2016-1344/16	0,54	-
				2016-1344/30	0,55	-
				2016-1344/29	0,55	-
				2016-1344/20	0,53	-
Klokjøtt-2	2016-1344/32	Hannkrabber	21,50	2016-1344/19	0,55	-
				2016-1344/22	0,56	-
				2016-1344/21	0,59	-
				2016-1344/17	0,56	-
				2016-1344/27	0,58	-
Klokjøtt-3	2016-1344/33	Hannkrabber	22,50	2016-1344/26	0,54	-
				2016-1344/18	0,55	-
				2016-1344/25	0,55	-
				2016-1344/23	0,57	-
				2016-1344/28	0,57	-
Klokjøtt-4	2016-1344/34	Hunnkrabber	23,50	2016-1344/2	0,77	0,33
				2016-1344/11	0,61	0,30
				2016-1344/6	0,60	0,31
				2016-1344/13	0,57	0,29
				2016-1344/15	0,59	0,00
Klokjøtt-5	2016-1344/35	Hunnkrabber	23,60	2016-1344/9	0,51	0,30
				2016-1344/7	0,50	0,00
				2016-1344/5	0,51	0,28
				2016-1344/8	0,51	0,38
				2016-1344/1	0,49	0,00

**Tabell 9.2.5 – Fortsettelse**

Klokjøtt-6	2016-1344/36	Hunnkrabber	23,70	2016-1344/10	0,55	0,35
				2016-1344/14	0,45	0,30
				2016-1344/4	0,57	0,31
				2016-1344/12	0,51	0,30
				2016-1344/3	0,50	0,31
Innrogn	2016-1344/37	Hunnkrabber	34,30	Alle hunnkrabber med innrogn		

**Tabell 9.2.6 – Våtvekt av strandkrabber og olje (g), samt volum springvann (dl) benyttet ved tillaging av strandkrabbesuppe av krabber fra Vesterålen (fangstdato 27-29/5-16). Krabbenes gjennomsnittlige skallbredde (mm), vekt av ferdig suppe, samt tørrstoffprosent (TS%) er også listet.**

Suppe nr.	Journalnr.	Totalvekt strandkrabber (± 0,01 g)		Skallbredde (mm)		Vekt olje (± 0,01 g)	Volum vann (dl)	Vekt suppe (± 0,01 g)	TS% (%)
		Før tining	Etter tining	Snitt ± SD	Min-maks				
1	2016-1391/1	408,19	406,18	75 ± 3	72-79	27,34	5	214,84	11,49
2	2016-1391/2	383,53	381,28	74 ± 2	71-75	26,57	4	205,17	10,28
3	2016-1391/3	404,04	402,51	74 ± 1	73-75	26,24	5	209,69	11,61

**Tabell 9.2.7 – Våtvekt av strandkrabber og olje (g), samt volum springvann (dl) benyttet ved tillaging av strandkrabbesuppe av krabber fra Sotra (fangstdato 27-29/8-16). Krabbenes gjennomsnittlige skallbredde (mm), vekt av ferdig suppe, samt tørrstoffprosent (TS%) er også listet.**

Suppe nr.	Journalnr.	Totalvekt strandkrabber (± 0,01 g)		Skallbredde (mm)				Vekt olje (± 0,01 g)	Volum vann (dl)	Vekt suppe (± 0,01 g)	TS% (%)
		Før tining	Etter tining	Snitt ± SD		Min-maks					
				Hanner	Hunner	Hanner	Hunner				
1	2016-1390/1	457,60	456,33	62 ± 5	58 ± 4	56-67	55-64	23,83	5	217,14	11,44
2	2016-1390/2	457,92	455,82	62 ± 2	58 ± 5	58-65	55-67	22,27	5	282,19	9,089
3	2016-1390/3	460,87	457,79	61 ± 3	57 ± 5	58-64	53-65	22,43	5	276,51	11,98

I tillegg til prøvene av strandkrabbesuppe, ble det laget til en «blanksuppe» av 27,22 gram olje og 5 dl ferskvann – journalnummer: 2016-1392/1, tørrstoffprosent: 7,05 %.

### 9.3. Vedlegg 3: Elementkonsentrasjoner

Rådata i form av elementkonsentrasjoner fra ICP-MS-analyse (mg/kg våtvekt).

**Tabell 9.3.1** – Elementkonsentrasjoner (mg/kg vv) i hepatopankreas av strandkrabber fra Kvitsøy (fangstdato 25-27/3-16). Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til metoden (vedlegg 5).

Prøvenr.	Elementkonsentrasjon (mg/kg vv)														
	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	V	Zn
2016-491/1	0,62	19,48	0,68	0,21	0,05	64,66	97,42	0,07	1,83	0,37	0,66	0,06	1,91	0,72	20,64
2016-491/2	0,54	20,50	0,81	0,32	0,05	100,80	47,27	0,04	3,05	0,28	0,57	0,02	1,67	0,33	25,64
2016-491/3	0,46	14,45	0,89	0,10	0,02	23,10	65,51	0,07	1,98	0,19	0,15	0,05	1,33	0,10	26,29
2016-491/4	0,80	14,32	0,55	0,23	0,06	51,35	56,65	0,07	2,45	0,34	0,87	0,06	1,93	0,55	31,72
2016-491/5	0,16	13,93	0,40	0,18	0,06	15,94	71,78	0,09	2,12	0,27	0,32	0,09	1,38	0,24	34,38
2016-491/6	0,52	17,53	0,48	0,21	0,05	19,75	67,49	0,02	1,61	0,31	0,76	0,03	1,63	0,14	18,93
2016-491/7	0,49	10,45	0,47	0,17	0,04	45,09	81,00	0,09	1,83	0,26	0,40	0,06	1,60	0,35	31,56
2016-491/8	0,40	19,75	0,80	0,12	0,03	15,46	67,54	0,07	1,47	0,39	0,32	0,05	1,63	0,15	24,33
2016-491/9	0,07	10,22	0,11	0,07	0,03	6,28	58,88	0,05	1,58	0,24	0,19	0,06	1,53	0,15	23,39
2016-491/10	0,27	21,41	2,12	0,33	0,05	231,27	67,85	0,07	2,10	0,38	0,49	0,06	1,13	0,33	19,15
2016-491/11	0,49	11,05	0,95	0,16	0,06	32,70	71,03	0,06	1,76	0,26	0,43	0,08	1,25	0,25	24,22
2016-491/12	0,76	32,53	2,68	0,17	0,03	112,19	45,14	0,02	3,34	0,24	0,46	0,03	1,81	0,15	20,97
2016-491/13	0,12	11,38	1,52	0,15	0,05	8,94	44,76	0,02	2,46	0,32	0,53	0,02	1,72	0,22	34,83
2016-491/14	0,71	13,81	1,27	0,24	0,02	176,50	79,44	0,07	2,63	0,22	0,25	0,11	1,25	0,12	20,74
2016-491/15	0,88	37,57	0,93	0,29	0,06	113,02	87,20	0,04	2,11	0,62	0,71	0,04	1,65	0,43	30,10
2016-491/16	0,36	17,60	0,31	0,28	0,08	68,57	63,54	0,09	2,06	0,28	0,27	0,05	1,59	1,29	25,61
2016-491/17	0,71	38,62	0,07	0,34	0,16	129,30	225,29	0,09	2,72	0,74	0,97	0,08	1,76	0,68	43,47
2016-491/18	0,45	21,63	0,19	0,86	0,19	99,47	125,23	0,12	3,88	0,93	2,17	0,12	2,78	3,21	34,88
2016-491/19	0,26	24,26	0,24	0,22	0,09	20,20	104,17	0,03	3,89	0,44	0,84	0,03	1,43	0,38	24,14
2016-491/20	0,22	21,54	0,06	0,26	0,08	29,93	145,81	0,07	2,60	0,41	0,90	0,08	1,78	2,90	25,91

**Tabell 9.3.1 – Fortsettelse**

2016-491/21	0,95	29,52	0,68	0,27	0,04	75,92	58,98	0,02	3,34	0,43	0,76	0,03	1,66	0,19	19,40
2016-491/22	0,49	31,33	0,20	0,29	0,08	54,28	94,19	0,06	4,39	0,57	0,77	0,07	1,61	0,92	23,52
2016-491/23	0,64	14,78	2,31	0,32	0,03	27,00	35,60	0,04	4,97	0,21	0,07	0,01	1,37	0,05	30,55
2016-491/24	0,79	81,40	0,94	0,42	0,10	196,53	85,69	0,17	3,70	0,45	0,33	0,03	1,80	8,88	26,69
2016-491/25	0,35	43,30	0,49	0,38	0,13	103,58	102,61	0,09	4,10	0,54	0,88	0,03	1,67	0,93	24,98
2016-491/26	0,98	22,48	0,19	0,42	0,11	183,26	149,64	0,14	3,11	0,55	0,73	0,11	1,69	1,11	40,46
2016-491/27	0,51	26,26	0,37	0,31	0,11	64,46	69,33	0,03	2,84	0,66	1,42	0,07	1,70	0,61	38,47
2016-491/28	0,76	13,16	0,42	0,34	0,05	95,39	104,14	0,05	2,85	0,55	0,87	0,06	1,33	0,57	45,69
2016-491/29	0,26	24,00	0,25	0,33	0,12	26,19	159,95	0,04	3,62	0,86	1,31	0,07	1,85	0,74	40,07
2016-491/30	0,66	35,48	0,09	0,25	0,08	94,71	120,36	0,06	3,95	0,46	0,72	0,08	1,71	3,80	22,71

**Tabell 9.3.2 – Elementkonsentrasjoner (mg/kg vv) i hepatopankreas av strandkrabber fra Sotra-april (fangstdato 16-18/4-16), Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til metoden (vedlegg 5).**

Prøvenr.	Elementkonsentrasjon (mg/kg vv)														
	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	V	Zn
2016-628/1	0,67	17,30	1,46	0,39	0,15	82,41	49,40	0,04	1,36	0,28	1,69	0,11	1,38	0,76	36,30
2016-628/2	0,10	12,86	1,15	0,12	0,09	12,74	38,48	0,06	1,05	0,15	0,19	0,05	1,26	0,11	34,51
2016-628/3	0,18	8,75	0,88	0,21	0,09	18,89	104,54	0,06	1,75	0,30	0,48	0,15	1,28	0,27	65,58
2016-628/4	0,65	9,45	0,96	0,32	0,11	215,38	59,94	0,06	1,26	0,28	0,59	0,03	1,15	0,27	34,48
2016-628/5	1,05	17,63	1,10	0,30	0,13	104,41	50,91	0,06	1,86	0,22	0,69	0,03	1,63	0,41	29,21
2016-628/6	1,15	39,08	0,50	0,37	0,18	100,57	65,65	0,05	1,92	0,30	1,19	0,01	1,50	0,61	24,60
2016-628/7	0,13	9,11	2,39	0,23	0,23	13,54	74,34	0,05	1,46	0,25	0,72	0,05	1,34	1,19	43,70
2016-628/8	1,16	12,85	1,52	0,20	0,12	147,44	53,69	0,10	2,10	0,19	0,36	0,02	1,28	0,19	23,56
2016-628/9	0,12	9,79	0,55	0,16	0,15	18,04	73,80	0,08	0,76	0,28	0,40	0,03	1,39	0,24	55,14
2016-628/10	0,06	10,01	0,78	0,13	0,18	11,53	79,88	0,13	0,95	0,27	0,35	0,03	1,51	0,30	64,89
2016-628/11	0,46	9,22	0,80	0,16	0,13	50,99	38,64	0,05	1,83	0,43	0,46	0,03	0,90	0,18	17,96



**Tabell 9.3.2 – Fortsettelse**

2016-628/12	0,06	8,47	0,25	0,12	0,06	10,40	70,30	0,09	0,75	0,21	0,19	0,01	1,38	0,08	30,18
2016-628/13	0,22	20,21	0,38	0,23	0,14	21,42	62,11	0,05	1,42	0,21	0,39	0,01*	1,46	0,07	34,61
2016-628/14	0,81	17,68	0,52	0,19	0,14	50,46	57,62	0,04	1,54	0,22	0,34	0,06	1,37	0,32	26,34
2016-628/15	0,23	11,18	0,42	0,11	0,08	13,58	27,37	0,13	1,56	0,16	0,33	0,03	1,28	0,09	27,47
2016-628/16	0,12	17,24	0,55	0,41	0,13	15,88	120,68	0,05	1,23	0,41	0,82	0,19	1,82	0,41	45,20
2016-628/17	0,06	7,65	0,89	0,07	0,05	9,96	40,15	0,05	1,14	0,15	0,16	0,03	1,16	0,08	34,75
2016-628/18	1,03	15,62	1,77	0,35	0,10	147,56	80,35	0,07	2,31	0,54	1,06	0,09	1,48	0,43	51,86
2016-628/19	1,13	8,09	2,25	0,19	0,14	160,03	44,55	0,06	1,95	0,25	0,19	0,09	1,43	0,14	38,06
2016-628/20	0,82	10,17	1,45	0,21	0,04	67,47	48,97	0,05	1,21	0,25	0,26	0,04	1,28	0,16	37,55
2016-628/21	0,67	15,47	0,34	0,14	0,04	147,10	53,69	0,12	1,83	0,24	0,39	0,05	1,62	0,24	35,34
2016-628/22	1,11	6,79	0,68	0,15	0,07	179,35	21,51	0,05	1,66	0,17	0,12	0,05	1,20	0,10	31,09
2016-628/23	0,56	6,73	0,14	0,08	0,12	99,66	54,65	0,04	1,70	0,26	0,20	0,03	1,39	0,19	28,90
2016-628/24	0,09	10,15	0,28	0,33	0,24	10,83	86,50	0,04	1,88	0,40	0,74	0,07	1,46	0,43	38,83
2016-628/25	0,54	8,81	1,70	0,14	0,10	71,73	38,69	0,09	1,75	0,19	0,20	0,03	1,05	0,11	42,03
2016-628/26	0,98	10,53	1,21	0,12	0,05	92,46	50,85	0,07	1,31	0,25	0,13	0,03	1,02	0,10	38,78
2016-628/27	0,39	16,79	0,97	0,24	0,13	43,44	74,34	0,08	1,54	0,32	0,37	0,10	1,39	0,24	40,20
2016-628/28	0,58	11,42	1,81	0,33	0,11	112,34	53,49	0,08	1,49	0,32	1,26	0,14	1,54	0,58	101,76
2016-628/29	0,32	13,68	1,59	0,11	0,08	24,49	55,41	0,06	1,62	0,16	0,27	0,02	1,18	0,12	31,30
2016-628/30	0,18	9,64	0,55	0,13	0,06	69,10	46,42	0,03	1,48	0,26	0,35	0,09	1,01	0,60	45,40
2016-628/31	0,88	17,22	0,22	0,20	0,06	94,41	86,82	0,08	2,84	0,34	0,57	0,04	1,45	0,37	34,03
2016-628/32	0,36	20,91	0,40	0,29	0,10	93,07	101,21	0,09	2,79	0,35	0,60	0,14	1,72	0,50	34,14
2016-628/33	0,38	31,37	0,14	0,19	0,19	42,15	145,32	0,06	2,92	0,52	0,50	0,11	1,62	0,62	47,07
2016-628/34	0,76	18,40	3,84	0,40	0,27	60,37	93,70	0,11	3,41	0,56	0,96	0,16	1,93	0,86	87,47
2016-628/35	0,58	40,13	0,51	0,52	0,10	120,00	135,33	0,07	3,09	0,41	1,48	0,07	1,39	0,76	33,44
2016-628/36	0,72	15,22	1,92	0,26	0,07	224,34	24,25	0,07	2,90	0,15	0,39	0,03	1,46	0,39	36,58
2016-628/37	0,70	24,78	1,84	0,34	0,06	113,78	47,47	0,12	1,59	0,29	0,82	0,13	1,73	0,29	46,18
2016-628/38	0,44	14,24	0,45	0,31	0,11	59,59	144,15	0,05	5,58	0,46	0,76	0,13	1,43	0,76	65,31

\*Under kvantifiseringsgrensen (LOQ).

**Tabell 9.3.2 - Fortsettelse**

2016-628/39	0,35	27,62	0,12	0,41	0,15	82,94	124,41	0,10	2,03	0,56	1,44	0,22	2,10	1,13	45,39
2016-628/40	0,53	30,74	1,59	0,27	0,10	36,62	97,64	0,42	4,70	0,44	0,48	0,10	1,82	0,54	67,17
2016-628/41	0,74	31,49	1,41	0,36	0,14	39,20	119,06	0,08	4,95	0,81	1,30	0,18	2,08	1,28	77,19
2016-628/42	0,42	12,09	0,56	0,18	0,05	66,44	67,27	0,07	2,78	0,25	0,31	0,06	1,42	0,25	47,09
2016-628/43	0,23	16,72	0,15	0,28	0,08	27,88	88,46	0,06	1,94	0,37	0,59	0,07	2,24	0,36	36,60
2016-628/44	0,16	11,92	0,11	0,24	0,07	15,56	118,59	0,05	1,69	0,31	0,53	0,07	1,19	0,49	26,96
2016-628/45	0,35	19,59	0,16	0,28	0,05	28,18	118,52	0,04	3,09	0,28	0,39	0,07	1,55	0,31	29,90
2016-628/46	0,22	10,04	0,81	0,12	0,04	31,28	60,06	0,05	1,37	0,20	0,23	0,06	1,52	0,14	58,09
2016-628/47	0,19	3,98	1,58	0,15	0,02	57,92	39,94	0,03	1,27	0,16	0,12	0,07	0,88	0,17	34,81
2016-628/48	1,10	10,48	2,10	0,27	0,07	247,49	93,54	0,04	3,96	0,42	0,50	0,09	1,26	0,57	55,76
2016-628/49	0,06	13,89	0,33	0,10	0,04	19,18	23,13	0,08	1,88	0,20	0,60	0,06	1,17	0,52	25,30
2016-628/50	0,37	11,49	1,21	0,15	0,04	50,58	41,66	0,05	1,62	0,24	0,33	0,08	1,28	0,30	43,19
2016-628/51	0,04	7,94	0,08	0,20	0,06	10,27	86,73	0,06	2,16	0,36	0,42	0,09	1,10	0,44	24,76
2016-628/52	0,46	12,76	1,35	0,21	0,05	64,57	51,00	0,04	2,39	0,29	0,39	0,09	1,44	0,46	50,49
2016-628/53	0,81	9,16	0,65	0,13	0,06	129,35	48,13	0,05	2,64	0,20	0,40	0,02	1,14	0,23	40,02
2016-628/54	0,58	16,52	0,47	0,36	0,04	56,65	65,00	0,03	3,26	0,45	0,98	0,10	1,77	0,87	32,03
2016-628/55	0,28	23,93	0,21	0,17	0,06	38,72	93,22	0,05	2,12	0,33	0,54	0,04	1,33	0,61	28,78
2016-628/56	0,25	12,97	0,06	0,27	0,14	32,60	121,24	0,05	3,11	0,51	0,91	0,07	1,41	0,96	35,80
2016-628/57	0,22	16,53	0,26	0,20	0,08	23,32	87,95	0,05	2,53	0,50	0,61	0,06	1,61	0,54	40,18
2016-628/58	0,48	9,78	3,97	0,16	0,10	78,58	39,57	0,05	1,54	0,23	0,21	0,06	1,36	0,87	37,50
2016-628/59	0,06	9,72	1,36	0,14	0,04	12,85	37,48	0,08	1,51	0,15	0,13	0,04	1,35	0,15	45,05
2016-628/60	0,15	13,84	0,60	0,23	0,05	17,65	75,30	0,07	1,99	0,51	0,67	0,10	1,74	0,51	34,97

**Tabell 9.3.3** – Elementkonsentrasjoner (mg/kg vv) i hepatopankreas av strandkrabber fra Hardangerfjorden (fangstdato 15-17/4, 29-1/5 og 20-22/5-16). Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til metoden (vedlegg 5).

Prøvenr.	Elementkonsentrasjon (mg/kg vv)														
	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	V	Zn
2016-627/1	0,03	4,16	3,27	0,21	0,08	2,38	44,73	0,11	1,11	0,16	0,17	0,54	0,92	0,27	22,52
2016-627/2	0,23	9,57	0,79	0,53	0,15	11,08	88,02	0,11	3,23	0,26	0,92	0,18	2,05	0,52	36,31
2016-627/3	0,26	8,84	0,63	0,82	0,06	10,64	43,48	0,09	7,19	0,31	0,42	0,20	1,86	0,18	31,75
2016-627/4	0,65	5,07	1,05	0,52	0,07	61,15	25,79	0,09	1,92	0,23	0,50	0,54	1,61	0,45	30,52
2016-627/5	1,01	9,47	1,06	0,84	0,07	62,52	49,29	0,20	18,78	0,74	2,73	0,45	2,80	1,32	60,63
2016-627/6	0,61	9,92	0,44	1,09	0,04	30,99	35,15	0,10	9,76	0,44	1,18	0,17	2,02	0,51	44,07
2016-627/7	0,36	7,56	4,78	0,71	0,12	17,64	45,50	0,09	2,33	0,21	0,34	0,11	1,64	0,30	25,39
2016-627/8	0,17	6,17	1,23	0,52	0,16	18,87	24,67	0,10	3,16	0,25	1,19	0,35	1,77	0,56	29,36
2016-627/9	0,98	4,48	1,24	0,53	0,06	112,19	31,92	0,09	1,89	0,23	0,37	0,23	1,59	0,27	23,24
2016-627/10	0,72	6,76	0,96	1,07	0,06	165,33	43,47	0,08	3,61	0,32	0,43	0,37	1,55	0,93	28,34
2016-627/11	1,10	12,65	0,51	1,91	0,05	186,69	24,69	0,09	8,04	0,43	1,79	0,38	1,82	0,65	43,02
2016-627/12	1,25	7,41	1,35	1,85	0,02	146,42	19,08	0,06	2,18	0,20	0,34	0,08	1,60	0,13	24,52
2016-627/13	0,75	9,35	0,80	1,19	0,06	114,26	29,48	0,15	3,24	0,42	2,03	0,29	1,57	1,10	35,57
2016-627/14	1,69	6,92	0,71	0,85	0,07	178,15	53,48	0,10	2,83	0,60	1,38	0,32	1,85	0,65	46,12
2016-627/15	1,39	9,73	1,06	0,71	0,12	207,44	39,92	0,11	3,44	1,12	3,29	0,27	1,67	1,37	55,00
2016-627/16	1,29	9,13	0,59	0,49	0,05	47,34	48,39	0,10	4,27	0,46	0,40	0,23	1,70	0,17	40,31
2016-627/17	3,41	8,62	1,10	0,36	0,05	58,76	33,26	0,09	5,75	0,46	0,54	0,17	1,45	0,27	36,93

**Tabell 9.3.4** – Elementkonsentrasjoner (mg/kg vv) i hepatopankreas av strandkrabber fra Fleinvær (fangst dato 6-8/5-16), Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til metoden (vedlegg 5).

Prøvenr.	Elementkonsentrasjon (mg/kg vv)														
	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	V	Zn
2016-771/1	0,81	9,74	4,80	0,16	0,08	18,95	43,54	0,05	1,96	0,31	0,35	0,01	1,43	0,18	25,60
2016-771/2	0,53	19,59	1,45	0,14	0,10	11,37	28,40	0,04	1,84	0,22	0,26	0,01	1,67	0,29	25,60
2016-771/3	0,66	9,60	1,72	0,29	0,08	111,20	75,09	0,04	1,28	0,45	1,38	0,03	1,39	0,38	48,07
2016-771/4	0,57	14,35	2,99	0,20	0,04	115,52	70,30	0,07	1,80	0,26	0,54	0,02	1,45	0,43	32,01
2016-771/5	0,51	12,06	2,45	0,19	0,06	73,65	48,62	0,04	1,94	0,31	0,69	0,05	1,11	0,24	28,55
2016-771/6	0,88	8,98	3,62	0,23	0,16	61,11	51,62	0,05	1,72	0,49	0,64	0,02	2,02	0,40	33,13
2016-771/7	0,30	13,04	2,60	0,14	0,09	11,29	48,41	0,05	1,42	0,41	0,40	0,01	1,72	0,19	23,18
2016-771/8	0,12	29,74	2,41	0,38	0,24	11,44	117,35	0,05	1,42	0,60	2,13	0,03	3,10	1,04	60,01
2016-771/9	0,77	10,02	1,97	0,15	0,09	117,45	63,72	0,04	1,76	0,35	0,32	0,02	1,38	0,22	20,52
2016-771/10	0,87	16,40	0,96	0,20	0,08	132,31	33,08	0,06	1,30	0,25	0,40	0,01	1,38	0,26	21,66
2016-771/11	0,92	12,02	2,69	0,16	0,22	149,43	63,85	0,05	1,40	0,44	0,43	0,02	1,44	0,26	32,14
2016-771/12	0,73	9,33	0,92	0,14	0,12	49,90	29,18	0,06	1,79	0,33	0,34	0,02	1,45	0,22	25,00
2016-771/13	0,28	9,88	0,70	0,08	0,03	9,80	52,86	0,04	1,60	0,16	0,17	0,01	1,44	3,00	31,98
2016-771/14	0,57	11,30	0,94	0,18	0,15	24,32	80,56	0,05	1,90	0,32	0,58	0,01	1,40	0,35	22,67
2016-771/15	0,31	7,70	2,93	0,07	0,04	7,83	34,89	0,05	1,41	0,15	0,27	0,01	1,20	0,13	33,64
2016-771/16	0,48	8,58	0,89	0,13	0,04	18,11	31,56	0,05	1,84	0,17	0,19	0,01	1,18	0,09	22,38
2016-771/17	0,32	9,08	2,70	0,20	0,08	13,76	67,64	0,05	1,42	0,30	0,51	0,02	1,23	1,21	34,44
2016-771/18	1,04	18,21	1,07	0,21	0,16	84,12	65,95	0,02	2,30	0,57	0,65	0,05	1,29	0,46	24,58
2016-771/19	0,11	11,05	0,54	0,09	0,12	15,37	51,22	0,05	1,12	0,33	0,32	0,03	1,88	0,15	25,60
2016-771/20	0,63	45,81	0,57	0,32	0,19	19,38	85,20	0,03	1,86	0,63	1,78	0,02	2,58	0,61	29,47
2016-771/21	0,76	27,92	2,45	0,16	0,04	97,42	33,09	0,04	3,27	0,36	1,02	0,02	1,60	0,12	23,06
2016-771/22	0,82	12,73	7,09	0,14	0,07	104,15	96,91	0,04	1,66	0,27	0,71	0,01	1,52	0,27	31,22
2016-771/23	0,91	11,25	2,22	0,17	0,03	63,88	48,98	0,07	1,49	0,23	0,32	0,01	1,30	0,38	28,32
2016-771/24	0,53	12,39	0,95	0,09	0,04	13,56	47,31	0,03	2,06	0,20	0,46	0,01	1,32	2,95	23,69

**Tabell 9.3.4 – Fortsettelse**

2016-771/25	0,63	11,71	10,85	0,13	0,03	96,94	45,02	0,04	1,79	0,18	0,27	0,01	0,95	0,76	33,83	0,76	33,83
2016-771/26	0,58	13,67	0,37	0,21	0,06	14,92	62,95	0,05	1,78	0,29	0,73	0,01	1,79	0,16	23,07	0,16	23,07
2016-771/27	0,88	14,89	1,16	0,14	0,13	36,14	40,98	0,04	1,95	0,31	0,52	0,02	1,32	0,18	20,59	0,18	20,59
2016-771/28	0,52	38,95	0,20	0,19	0,03	104,96	17,54	0,04	1,12	0,15	0,45	0,01	0,92	0,67	18,26	0,67	18,26
2016-771/29	0,24	31,57	0,66	0,11	0,02	12,49	62,88	0,09	2,83	0,23	0,35	0,01	1,39	0,22	30,25	0,22	30,25
2016-771/30	0,50	87,54	0,87	0,55	0,19	23,24	105,32	0,04	3,79	1,32	3,21	0,04	4,79	1,17	48,35	1,17	48,35

**Tabell 9.3.5 – Elementkonsentrasjoner (mg/kg vv) i hepatopankreas av strandkrabber fra Vesterålen (fangstdato 27-29/5-16). Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til metoden (vedlegg 5).**

Prøvenr.	Elementkonsentrasjon (mg/kg vv)															
	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	V	Zn	
2016-837/1	0,71	28,11	0,23	0,16	0,05	190,20	43,17	0,06	1,28	0,26	0,53	0,05	1,25	0,25	24,16	
2016-837/2	0,46	18,95	0,53	0,11	0,04	29,42	58,80	0,14	1,21	0,22	0,33	0,03	1,20	0,20	31,59	
2016-837/3	0,41	20,20	0,24	0,32	0,13	40,54	120,93	0,06	2,24	0,95	1,24	0,13	1,93	0,61	52,17	
2016-837/4	0,17	31,15	0,13	0,80	0,12	30,15	88,34	0,07	1,79	0,38	1,52	0,07	1,72	0,44	22,50	
2016-837/5	0,23	16,41	0,36	0,14	0,04	24,83	72,40	0,05	10,91	0,27	0,30	0,04	1,35	1,34	36,90	
2016-837/6	1,11	57,01	0,15	0,23	0,02	208,79	39,75	0,09	5,52	0,17	0,30	0,02	1,45	0,12	35,52	
2016-837/7	0,62	42,74	0,62	0,12	0,02	165,76	37,72	0,03	2,55	0,22	0,10	0,05	1,23	0,08	37,96	
2016-837/8	0,48	47,85	0,10	0,40	0,12	68,31	200,11	0,07	1,48	0,78	2,82	0,29	3,18	0,93	28,84	
2016-837/9	0,22	17,86	0,31	0,26	0,13	17,46	103,51	0,13	1,68	0,55	0,94	0,13	1,56	0,37	25,94	
2016-837/10	0,31	29,33	0,10	0,33	0,09	38,38	141,72	0,04	3,05	0,63	1,14	0,16	2,16	3,63	39,70	
2016-837/11	0,10	23,11	0,27	0,26	0,08	11,06	85,72	0,14	1,78	0,48	0,83	0,13	1,74	0,28	52,06	
2016-837/12	0,24	34,10	2,39	0,53	0,24	12,33	89,42	0,06	2,38	1,52	1,85	0,05	2,17	0,54	93,04	
2016-837/13	0,75	19,49	0,68	0,28	0,12	127,72	106,75	0,08	1,61	0,45	0,95	0,13	1,52	0,44	40,88	
2016-837/14	0,31	35,73	0,45	0,24	0,12	20,77	138,69	0,04	1,19	0,47	2,08	0,13	1,75	0,46	37,09	
2016-837/15	0,60	17,17	0,27	0,20	0,07	39,77	62,34	0,10	1,66	0,27	0,61	0,07	1,44	0,25	48,54	

**Tabell 9.3.5 – Fortsettelse**

2016-837/16	0,68	11,01	0,42	0,47	0,12	68,85	215,89	0,05	1,74	0,75	1,01	0,65	1,74	0,68	41,81
2016-837/17	0,27	20,66	0,68	0,39	0,11	15,85	54,83	0,03	1,91	0,53	0,93	0,01	1,29	0,22	32,10
2016-837/18	0,07	8,77	0,30	0,21	0,09	12,54	208,32	0,06	1,54	0,29	0,52	0,29	1,52	0,26	32,81
2016-837/19	0,07	10,89	0,34	0,23	0,09	19,49	105,99	0,06	1,99	0,47	0,59	0,12	1,83	1,01	52,59
2016-837/20	0,44	11,98	0,36	0,29	0,05	73,07	84,27	0,04	1,63	0,39	0,55	0,17	1,63	0,18	54,91
2016-837/21	0,29	9,62	0,56	0,26	0,09	52,36	142,40	0,04	1,89	0,43	1,06	0,46	1,88	1,19	40,42
2016-837/22	0,28	55,32	0,05	0,39	0,11	26,58	204,87	0,05	3,16	0,86	1,41	0,09	2,84	0,61	41,67
2016-837/23	0,76	18,29	1,60	0,21	0,17	57,01	44,05	0,06	1,76	0,42	0,81	0,02	1,45	0,24	41,44
2016-837/24	0,54	61,96	0,96	0,37	0,10	26,77	93,26	0,03	1,82	0,63	0,83	0,02	1,40	0,17	40,48
2016-837/25	0,07	11,91	0,26	0,21	0,07	14,71	109,91	0,06	1,64	0,37	0,79	0,29	1,73	0,27	32,12
2016-837/26	0,19	12,65	4,05	0,22	0,10	8,37	55,89	0,05	1,93	0,31	0,64	0,01	1,36	0,34	47,96
2016-837/27	0,14	11,79	1,77	0,22	0,13	10,92	38,07	0,04	1,67	0,38	1,02	0,02	1,54	0,35	49,94
2016-837/28	0,27	10,82	0,53	0,25	0,07	44,18	71,53	0,04	3,22	0,31	0,41	0,09	1,43	0,17	45,28
2016-837/29	0,21	12,49	0,71	0,24	0,10	61,27	166,31	0,06	1,38	0,61	1,05	0,13	1,82	0,43	39,22
2016-837/30	0,20	12,67	0,16	0,33	0,12	103,47	134,81	0,04	1,49	0,67	1,04	0,21	2,16	0,39	31,54
2016-837/31	0,23	14,37	0,72	0,21	0,12	17,57	93,38	0,05	0,65	0,37	0,37	0,13	1,75	3,37	32,60
2016-837/32	0,68	10,29	1,76	0,14	0,12	29,94	96,32	0,05	0,82	0,26	0,47	0,15	1,46	0,23	32,56
2016-837/33	0,58	7,88	3,35	0,16	0,08	162,73	53,53	0,07	1,16	0,28	0,39	0,15	1,28	0,26	29,98
2016-837/34	0,41	7,25	0,84	0,12	0,04	46,09	46,85	0,07	0,62	0,20	0,29	0,02	1,04	0,12	25,90
2016-837/35	0,53	9,49	1,81	0,15	0,15	53,94	47,19	0,07	0,71	0,29	0,38	0,14	1,75	0,19	45,16
2016-837/36	0,59	32,56	4,05	0,15	0,01	152,48	22,42	0,04	1,84	0,12	0,15	0,18	0,93	0,03	19,22
2016-837/37	0,57	27,68	0,39	0,24	0,10	78,07	102,93	0,06	0,92	0,44	0,82	0,08	1,64	0,38	38,82
2016-837/38	0,61	13,62	0,88	0,15	0,03	134,34	45,92	0,07	0,87	0,36	0,15	0,09	1,75	0,07	52,45
2016-837/39	0,40	21,70	0,90	0,30	0,04	209,27	29,77	0,03	0,97	0,20	0,38	0,12	1,41	0,12	33,89
2016-837/40	0,43	25,86	0,90	0,15	0,02	155,25	36,05	0,04	1,03	0,16	0,10	0,07	1,21	0,44	27,83
2016-837/41	0,46	11,29	2,90	0,34	0,12	248,37	68,07	0,13	0,97	0,34	1,13	0,10	1,13	0,48	42,57
2016-837/42	0,42	11,87	1,94	0,16	0,13	95,63	74,05	0,06	1,02	0,51	0,62	0,02	1,54	0,20	34,08

**Tabell 9.3.5 – Fortsettelse**

2016-837/43	0,68	9,33	0,86	0,22	0,16	88,83	71,04	0,08	1,51	0,39	0,57	0,13	1,45	0,25	34,75
2016-837/44	0,57	14,01	1,92	0,30	0,11	83,91	85,76	0,08	0,95	0,31	0,69	0,13	1,06	0,49	41,18
2016-837/45	0,54	6,75	0,58	0,07	0,04	53,01	47,54	0,08	0,65	0,15	0,20	0,04	0,99	0,14	27,26
2016-837/46	0,63	15,96	1,34	0,19	0,08	112,74	92,79	0,07	1,71	0,36	0,61	0,15	1,24	0,25	31,92
2016-837/47	0,56	7,08	0,54	0,06	0,02	50,37	57,61	0,07	0,68	0,15	0,11	0,02	1,43	0,09	23,55
2016-837/48	0,09	8,48	0,40	0,07	0,04	8,82	40,74	0,06	1,05	0,13	0,09*	0,02	1,14	0,10	21,23
2016-837/49	1,10	10,96	0,49	0,09	0,01	122,34	42,24	0,07	1,69	0,15	0,12	0,02	1,09	0,05	22,22
2016-837/50	0,54	14,16	0,25	0,10	0,04	90,59	60,30	0,07	0,96	0,18	0,32	0,07	1,39	0,20	31,28
2016-837/51	0,07	14,46	0,27	0,14	0,06	10,59	62,96	0,06	1,30	0,38	0,51	0,07	1,53	1,04	32,94
2016-837/52	0,59	14,36	0,69	0,17	0,07	148,24	47,43	0,06	0,99	0,31	0,36	0,05	1,25	0,25	34,75
2016-837/53	0,31	10,99	0,17	0,26	0,10	62,89	163,02	0,08	1,06	0,35	0,72	0,15	1,69	0,49	41,18
2016-837/54	0,29	12,63	1,32	0,17	0,06	29,38	49,58	0,07	1,46	0,24	0,14	0,05	1,45	0,14	27,26
2016-837/55	0,70	12,48	0,46	0,09	0,08	56,28	36,18	0,05	1,03	0,23	0,12	0,04	1,24	0,25	31,92
2016-837/56	0,88	11,24	1,01	0,12	0,06	102,34	38,30	0,08	1,45	0,25	0,15	0,03	1,06	0,09	23,55
2016-837/57	0,61	11,94	1,86	0,27	0,12	173,95	84,38	0,09	0,99	0,33	1,04	0,13	1,30	0,10	21,23
2016-837/58	0,09	23,81	0,19	0,14	0,08	12,92	86,69	0,05	0,94	0,37	0,68	0,15	2,11	0,05	22,22
2016-837/59	0,82	17,61	1,91	0,11	0,05	153,02	37,72	0,05	1,32	0,16	0,13	0,03	1,11	0,20	31,28
2016-837/60	0,20	32,11	0,51	0,32	0,15	23,50	61,46	0,04	1,85	0,50	1,05	0,02	3,40	1,04	32,94
2016-837/43	0,68	9,33	0,86	0,22	0,16	88,83	71,04	0,08	1,51	0,39	0,57	0,13	1,45	0,25	34,75
2016-837/44	0,57	14,01	1,92	0,30	0,11	83,91	85,76	0,08	0,95	0,31	0,69	0,13	1,06	0,49	41,18
2016-837/45	0,54	6,75	0,58	0,07	0,04	53,01	47,54	0,08	0,65	0,15	0,20	0,04	0,99	0,14	27,26
2016-837/46	0,63	15,96	1,34	0,19	0,08	112,74	92,79	0,07	1,71	0,36	0,61	0,15	1,24	0,25	31,92
2016-837/47	0,56	7,08	0,54	0,06	0,02	50,37	57,61	0,07	0,68	0,15	0,11	0,02	1,43	0,09	23,55
2016-837/48	0,09	8,48	0,40	0,07	0,04	8,82	40,74	0,06	1,05	0,13	0,09*	0,02	1,14	0,10	21,23
2016-837/49	1,10	10,96	0,49	0,09	0,01	122,34	42,24	0,07	1,69	0,15	0,12	0,02	1,09	0,05	22,22
2016-837/50	0,54	14,16	0,25	0,10	0,04	90,59	60,30	0,07	0,96	0,18	0,32	0,07	1,39	0,20	31,28
2016-837/51	0,07	14,46	0,27	0,14	0,06	10,59	62,96	0,06	1,30	0,38	0,51	0,07	1,53	1,04	32,94

\*Under kvantifiseringsgrensen (LOQ).

**Tabell 9.3.5 – Fortsettelse**

2016-837/52	0,59	14,36	0,69	0,17	0,07	148,24	47,43	0,06	0,99	0,31	0,36	0,05	1,25	0,20	23,86
2016-837/53	0,31	10,99	0,17	0,26	0,10	62,89	163,02	0,08	1,06	0,35	0,72	0,15	1,69	2,00	36,68
2016-837/54	0,29	12,63	1,32	0,17	0,06	29,38	49,58	0,07	1,46	0,24	0,14	0,05	1,45	4,81	38,40
2016-837/55	0,70	12,48	0,46	0,09	0,08	56,28	36,18	0,05	1,03	0,23	0,12	0,04	1,24	0,09	20,32
2016-837/56	0,88	11,24	1,01	0,12	0,06	102,34	38,30	0,08	1,45	0,25	0,15	0,03	1,06	0,12	26,98
2016-837/57	0,61	11,94	1,86	0,27	0,12	173,95	84,38	0,09	0,99	0,33	1,04	0,13	1,30	0,40	46,10
2016-837/58	0,09	23,81	0,19	0,14	0,08	12,92	86,69	0,05	0,94	0,37	0,68	0,15	2,11	0,31	33,20
2016-837/59	0,82	17,61	1,91	0,11	0,05	153,02	37,72	0,05	1,32	0,16	0,13	0,03	1,11	0,08	21,10
2016-837/60	0,20	32,11	0,51	0,32	0,15	23,50	61,46	0,04	1,85	0,50	1,05	0,02	3,40	0,28	30,75

**Tabell 9.3.6 – Elementkonsentrasjoner (mg/kg vv) i hepatopankreas av strandkrabber fra Sotra-august (fangstdato 27-29/8-16). Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til metoden (vedlegg 5).**

Prøvenr.	Elementkonsentrasjon (mg/kg vv)														
	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	V	Zn
2016-1344/1	0,22	14,97	0,10	0,14	0,04	28,10	88,97	0,06	4,57	0,26	0,25	0,05	1,28	0,25	26,37
2016-1344/2	0,41	32,35	0,16	0,80	0,10	47,31	108,43	0,04	1,42	0,79	3,82	0,06	3,68	0,74	34,58
2016-1344/3	0,22	25,84	0,44	0,38	0,26	25,52	155,12	0,05	1,78	0,73	2,54	0,11	2,43	0,69	54,80
2016-1344/4	0,20	24,01	0,11	0,50	0,34	44,10	118,11	0,04	1,59	0,74	1,83	0,10	2,07	1,09	44,95
2016-1344/5	0,24	21,64	0,11	0,54	0,17	43,00	106,81	0,04	1,48	1,02	4,14	0,09	4,48	1,34	44,55
2016-1344/6	0,66	28,33	1,20	0,19	0,06	78,84	69,45	0,08	1,70	0,33	0,64	0,03	1,86	0,43	43,12
2016-1344/7	0,30	14,04	0,40	0,24	0,05	57,33	54,33	0,04	1,39	0,48	1,35	0,03	1,91	0,87	35,33
2016-1344/8	0,41	13,81	0,09	0,26	0,08	29,24	95,45	0,08	1,40	0,41	1,18	0,06	2,03	0,63	34,03
2016-1344/9	0,45	26,88	0,29	0,20	0,06	56,76	45,54	0,05	1,42	0,37	0,98	0,04	1,95	1,05	37,60
2016-1344/10	0,48	23,61	0,11	0,68	0,23	67,68	153,00	0,05	1,63	0,96	2,42	0,10	3,36	0,99	49,88
2016-1344/11	0,40	21,43	0,05	0,48	0,17	36,82	105,84	0,04	1,20	0,89	2,87	0,09	3,58	0,79	33,48
2016-1344/12	0,34	17,59	0,12	0,34	0,07	26,45	84,13	0,05	1,46	0,37	1,11	0,07	1,82	0,69	34,84



**Tabell 9.3.6 – Fortsettelse**

2016-837/13	0,75	19,49	0,68	0,28	0,12	127,72	106,75	0,08	1,61	0,45	0,95	0,13	1,52	0,67	33,22
2016-837/14	0,31	35,73	0,45	0,24	0,12	20,77	138,69	0,04	1,19	0,47	2,08	0,13	1,75	0,65	38,18
2016-837/15	0,60	17,17	0,27	0,20	0,07	39,77	62,34	0,10	1,66	0,27	0,61	0,07	1,44	0,19	28,04
2016-1344/16	0,14	14,17	0,09	0,26	0,07	14,44	97,42	0,06	1,29	0,24	0,60	0,04	1,32	0,32	27,06
2016-1344/17	0,08	10,27	0,43	0,15	0,08	10,60	73,51	0,05	0,81	0,18	0,34	0,03	1,09	0,27	30,01
2016-1344/18	0,36	11,14	0,29	0,20	0,05	44,07	75,47	0,04	1,39	0,33	0,71	0,03	1,65	0,37	32,98
2016-1344/19	0,28	12,98	1,51	0,16	0,04	63,11	69,05	0,03	2,47	0,39	0,71	0,05	1,71	1,45	36,38
2016-1344/20	0,36	9,08	0,35	0,25	0,05	39,35	82,75	0,03	1,60	0,33	0,70	0,08	1,51	0,45	33,46
2016-1344/21	0,17	15,65	1,03	0,18	0,06	24,30	63,78	0,04	1,69	0,35	0,81	0,02	1,87	0,74	44,24
2016-1344/22	0,38	11,95	0,93	0,24	0,06	76,46	79,59	0,04	1,25	0,24	0,42	0,06	1,55	0,44	37,51
2016-1344/23	0,33	12,83	1,06	0,15	0,04	47,53	61,04	0,03	1,52	0,15	0,18	0,02	1,13	0,19	19,30
2016-1344/24	0,47	8,59	0,94	0,09	0,02	79,61	38,29	0,05	1,89	0,16	0,19	0,01	1,22	0,17	31,28
2016-1344/25	0,56	33,80	3,38	0,24	0,15	58,31	83,09	0,06	1,68	0,59	1,00	0,08	2,61	1,52	84,34
2016-1344/26	0,82	14,57	0,54	0,17	0,04	356,26	107,71	0,06	1,99	0,31	0,52	0,03	1,47	0,16	20,78
2016-1344/27	0,09	19,15	0,71	0,20	0,08	15,23	52,88	0,05	1,37	0,38	0,99	0,04	1,89	0,80	54,57
2016-1344/28	0,78	11,84	0,46	0,19	0,08	114,76	71,58	0,05	1,69	0,33	0,63	0,04	1,23	0,15	28,24
2016-1344/29	0,34	11,43	0,74	0,15	0,03	54,67	48,33	0,05	1,30	0,26	0,44	0,02	1,57	0,57	27,64
2016-1344/30	0,30	8,16	1,10	0,16	0,04	65,17	59,89	0,04	1,05	0,17	0,18	0,06	1,33	0,16	44,72

**Tabell 9.3.7** – Elementkonsentrasjoner (mg/kg vv) i samleprøver av klokjøtt og innrogn for strandkrabbene karakterisert gjennomsnittlige i skallbredde (tabell 4.2.1). Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til metoden (vedlegg 5).

Lokalitet	Vevstype	Prøvenr.	Elementkonsentrasjon (mg/kg vv)														
			Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	V	Zn
Kvitsøy	Klokjøtt	2016-491/31	0,09	11,84	0,010	0,03	0,03	13,04	2,35	0,06	0,13	0,01	0,02	0,01	1,28	0,005	66,63
Kvitsøy	Klokjøtt	2016-491/32	0,09	10,97	0,003	0,03	0,02	12,77	2,01	0,09	0,12	0,01	0,01	0,01	1,91	0,005	65,06
Kvitsøy	Klokjøtt	2016-491/33	0,05	12,61	0,003	0,04	0,03	10,65	2,38	0,09	0,11	0,01	0,01	0,01	1,07	0,005	68,90
Kvitsøy	Klokjøtt	2016-491/34	0,05	10,83	0,003	0,05	0,06	11,22	3,63	0,12	0,14	0,01	0,02	0,01	1,00	0,018	70,17
Kvitsøy	Klokjøtt	2016-491/35	0,03	8,30	0,002	0,03	0,06	7,57	3,60	0,06	0,12	0,01	0,01	0,01	1,21	0,008	61,77
Kvitsøy	Klokjøtt	2016-491/36	0,03	11,57	0,003	0,08	0,08	12,15	3,91	0,10	0,14	0,02*	0,07*	0,01	1,05	0,008	79,34
Kvitsøy	Innrogn	2016-491/37	0,05	20,45	0,023	0,11	0,09	16,00	22,13	0,02	2,70	0,16	0,10*	0,02	2,74	0,065	107,21
Sotra-april	Klokjøtt	2016-628/61	0,07	13,05	0,003	0,04	0,17	11,79	2,48	0,11	0,13	0,02*	0,08	0,01	0,88	0,004	74,60
Sotra-april	Klokjøtt	2016-628/62	0,05	10,62	0,001	0,02	0,08	12,96	2,11	0,08	0,13	0,02*	0,06*	0,01	0,82	0,002	70,60
Sotra-april	Klokjøtt	2016-628/63	0,06	14,91	0,002	0,05	0,06	11,35	2,12	0,10	0,14	0,02*	0,06*	0,01	0,74	0,003	71,73
Sotra-april	Klokjøtt	2016-628/64	0,04	13,52	0,003	0,03	0,16	9,45	4,09	0,07	0,19	0,02*	0,06*	0,01	1,01	0,009	78,54
Sotra-april	Klokjøtt	2016-628/65	0,04	16,31	0,002	0,06	0,17	10,06	4,04	0,09	0,17	0,02*	0,06*	0,01	1,22	0,008	76,33
Sotra-april	Klokjøtt	2016-628/66	0,05	11,71	0,003	0,05	0,22	11,44	4,30	0,07	0,14	0,02*	0,07*	0,01	0,72	0,006	86,10
Sotra-april	Innrogn	2016-628/67	0,05	16,66	0,017	0,08	0,04	9,47	22,07	0,01	3,43	0,17	0,10*	0,02	2,11	0,019	73,87
Fleinvær	Klokjøtt	2016-771/31	0,06	13,14	0,005	0,02	0,02	8,13	1,53	0,06	0,11	0,02*	0,06*	0,01*	1,15	0,002	64,71
Fleinvær	Klokjøtt	2016-771/32	0,07	15,87	0,004	0,02	0,01*	10,86	1,50	0,05	0,10	0,02*	0,07*	0,01*	1,36	0,001	71,28
Fleinvær	Klokjøtt	2016-771/33	0,09	15,49	0,002	0,03	0,01	10,26	2,03	0,04	0,11	0,02*	0,07*	0,01*	2,11	0,003	73,35
Fleinvær	Klokjøtt	2016-771/34	0,02	17,03	0,004	0,03	0,01	5,43	2,89	0,14	0,21	0,02*	0,06*	0,01*	0,88	0,007	77,63
Fleinvær	Klokjøtt	2016-771/35	0,06	14,55	0,002	0,02	0,01	6,65	1,76	0,10	0,12	0,02*	0,06*	0,01*	2,09	0,003	57,73
Fleinvær	Klokjøtt	2016-771/36	0,09	16,95	0,002	0,03	0,01	10,28	2,34	0,03	0,14	0,03*	0,08*	0,01*	3,71	0,002	82,66
Fleinvær	Innrogn	2016-771/37	0,06	29,73	0,009	0,06	0,01*	7,91	18,89	0,02	2,99	0,17	0,10*	0,01*	3,63	0,010	101,20

\*Under kvantifiseringsgrensen (LOQ).

**Tabell 9.3.7 – Fortsettelse**

Vesterålen	Klokjøtt	2016-837/61	0,04	12,65	0,002	0,03	0,02	12,83	2,32	0,07	0,12	0,02*	0,06*	0,01	1,65	0,004	68,38
Vesterålen	Klokjøtt	2016-837/62	0,05	19,81	0,002	0,03	0,02	13,88	3,32	0,08	0,14	0,02*	0,07*	0,01	1,41	0,012	72,31
Vesterålen	Klokjøtt	2016-837/63	0,04	18,16	0,002	0,03	0,01	14,45	2,43	0,14	0,13	0,02*	0,07*	0,01	1,09	0,015	69,80
Vesterålen	Klokjøtt	2016-837/64	0,07	31,15	0,002	0,03	0,01	11,26	3,19	0,10	0,29	0,02*	0,06*	0,01	2,10	0,005	74,15
Vesterålen	Klokjøtt	2016-837/65	0,04	15,46	0,002	0,02	0,01	7,16	3,10	0,10	0,27	0,02*	0,06*	0,01	0,78	0,007	66,74
Vesterålen	Klokjøtt	2016-837/66	0,03	23,75	0,002	0,04	0,02	9,00	3,26	0,07	0,17	0,02*	0,06*	0,01	2,08	0,005	68,83
Vesterålen	Innrogn	2016-837/67	0,05	29,35	0,011	0,07	0,11	10,02	22,91	0,02	2,78	0,18	0,11	0,02	2,52	0,016	96,89
Sotra-august	Klokjøtt	2016-1344/31	0,05	12,01	0,003	0,03	0,03	13,04	2,35	0,06	0,13	0,02*	0,07*	0,01*	1,28	0,005	66,63
Sotra-august	Klokjøtt	2016-1344/32	0,04	11,03	0,001	0,03	0,02	12,77	2,01	0,09	0,12	0,02*	0,06*	0,01	1,91	0,005	65,06
Sotra-august	Klokjøtt	2016-1344/33	0,05	10,69	0,001	0,02	0,03	12,67	2,90	0,11	0,13	0,02*	0,06*	0,01*	0,88	0,005	69,88
Sotra-august	Klokjøtt	2016-1344/34	0,03	11,34	0,002	0,03	0,03	9,06	2,13	0,05	0,21	0,02*	0,06*	0,01*	0,77	0,004	61,64
Sotra-august	Klokjøtt	2016-1344/35	0,05	9,92	0,002	0,02	0,01	13,17	2,20	0,05	0,23	0,02*	0,06*	0,01*	0,72	0,004	63,09
Sotra-august	Klokjøtt	2016-1344/36	0,04	10,36	0,002	0,03	0,03	7,51	2,24	0,06	0,12	0,02*	0,07*	0,005	0,91	0,003	75,39
Sotra-august	Innrogn	2016-1344/37	0,05	13,71	0,015	0,03	0,02	10,09	2,59	0,08	0,18	0,02*	0,06*	0,009	0,88	0,007	71,64

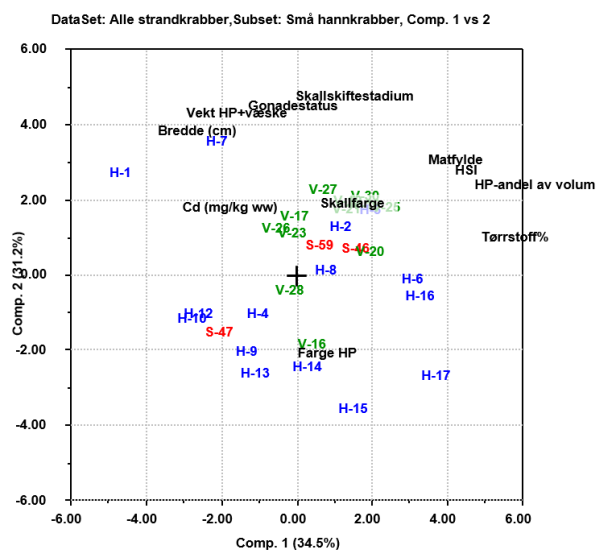
\*Under kvantifiseringsgrensen (LOQ).

**Tabell 9.3.8 – Elementkonsentrasjoner (mg/kg vv) i strandkrabbesuppe laget av strandkrabber fra Sotra-august og Vesterålen, samt «blanksuppe» laget av kun olje og springvann. Usikkerheten til analyseresultatene i tabellen er den samme som måleusikkerheten til metoden (vedlegg 5).**

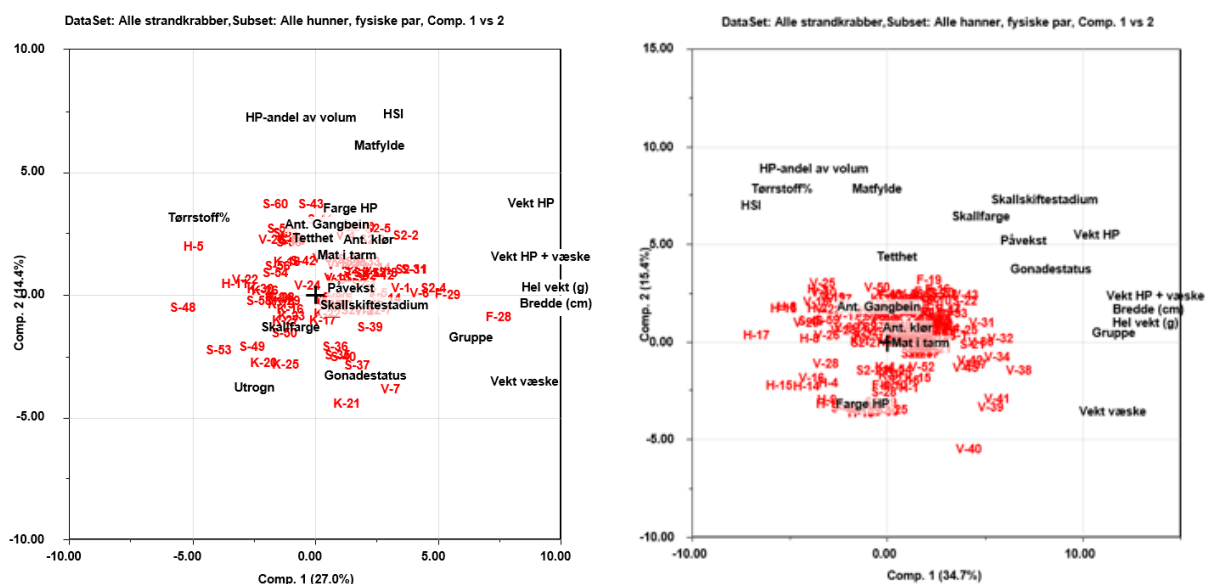
Lokalitet	Prøvenr.	Elementkonsentrasjon (mg/kg vv)														
		Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	V	Zn
Sotra	2016-491/31	0,05	5,6	0,017	0,05	0,03	9,0	11	0,005	0,15	0,057	0,17	0,03	0,38	0,09	5,84
Sotra	2016-491/32	0,04	4,9	0,039	0,04	0,03	8,2	14	0,005	0,16	0,045	0,11	0,05	0,29	0,09	5,58
Sotra	2016-491/33	0,05	4,5	0,028	0,04	0,03	10,0	15	0,005	0,24	0,049	0,13	0,04	0,37	0,08	7,27
Vesterålen	2016-491/34	0,06	4,8	0,058	0,03	0,06	8,5	13	0,005	0,08	0,025	0,10	0,06	0,31	0,12	4,71
Vesterålen	2016-491/35	0,06	4,9	0,053	0,03	0,03	7,8	13	0,005	0,07	0,033	0,10	0,05	0,27	0,11	4,79
Vesterålen	2016-491/36	0,04	4,4	0,079	0,06	0,05	10,7	20	0,006	0,10	0,026	0,07	0,08	0,23	0,12	5,69
(Blanksuppe)	2016-491/37	0,001*	0,001*	0,0003*	0,002*	0,002*	0,04	0,01	0,0003*	0,002*	0,006*	0,02*	0,002*	0,0006*	0,0003*	0,03*

\*Under kvantifiseringsgrensen (LOQ).

## 9.4. Vedlegg 4: Prinsipalkomponentanalyse (PCA)



**Figur 9.4.1** - PCA-biplott av hannkrabbene karakterisert som små fra Hardangerfjorden (blå), Vesterålen (grønn) og Sotra (rød) som viser sammenhenger mellom individene/objektene og variabler (fysiske parametere og kadmiumkonsentrasjon (mg/kg HP våtvekt).



**Figur 9.4.2** – PCA-biplott av hunnkrabbene (t.v.) og hannkrabbene (t.h.) med fysiske parametere som variabler.

## 9.5. Vedlegg 5: Måleusikkerhet

Måleusikkerhet ved frysetørking (NIFES-metode 377) og ICP-MS-analyse (NIFES metode 197).

**Tabell 9.5.1** – Måleusikkerhet for beregning av tørrstoffinnhold med NIFES-metode 377

Mengde tørrstoff i prøven g/100g	Måleusikkerhet %
2-4	35
4-10	20
10-99,5	10
Om fettinnholdet i prøven er >45 % dobles disse MU-verdiene	

**Tabell 9.5.2** – Måleusikkerhet og måleområde for akkrediterte- og ikke-akkrediterte elementer som kan kvantifiseres med NIFES-metode 197, LOQ = deteksjonsgrense,

Element	Kvantifiseringsgrense (mg/kg tv) LOQ	Måleusikkerhet (%)		Måleområde (mg/kg tv)
		LOQ-10xLOQ	> 10xLOQ	
Ag*	0,01	40	25	0,01-1
As	0,01	40	20	0,01-420
Cd	0,005	40	20	0,005-27
Co*	0,02	40	20	0,02-0,5
Cr*	0,03	40	30	0,03-2
Cu	0,1	40	25	0,1-275
Fe*	0,1	40	25	0,1-1800
Hg	0,005	Se tabell 3,5,2		0,005-5
Mn*	0,03	40	20	0,03-19
Mo*	0,1	40	20	0,1-3
Ni*	0,3	40	30	0,3-2,5
Pb	0,03	40	25	0,03-11
Se	0,01	40	25	0,01-8
V*	0,005	40	20	0,005-1,6
Zn	0,5	40	20	0,5-1400

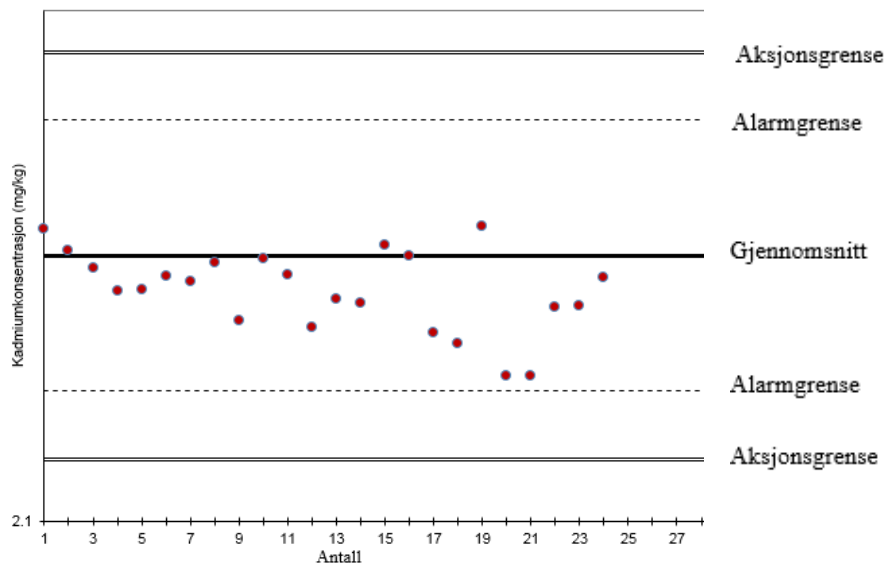
\*Ikke akkrediterte elementer

**Tabell 9.5.3** – Måleusikkerhet og måleområde for kvikksølv kvantifisert med NIFES-metode 197

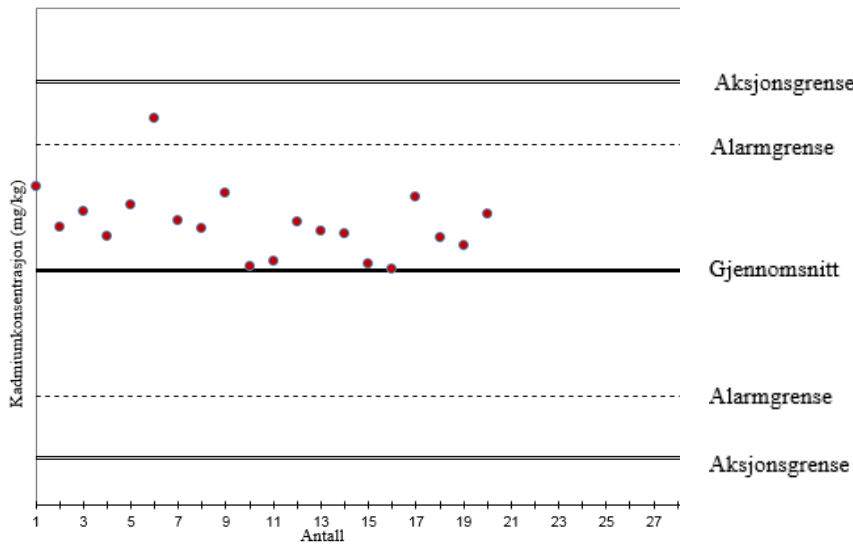
Nivå	Måleområde (mg/kg tv)	Måleusikkerhet (%)
Lavt	0,005-0,05	70
Middel	0,05-0,5	25
Høyt	0,5-4,6	20

## 9.6. Vedlegg 6: Kontrollkort

Presentasjon av kontrollkort fra analyse av sertifiserte referansematerialer i tidsrommet 24/8-16-13/10-16.



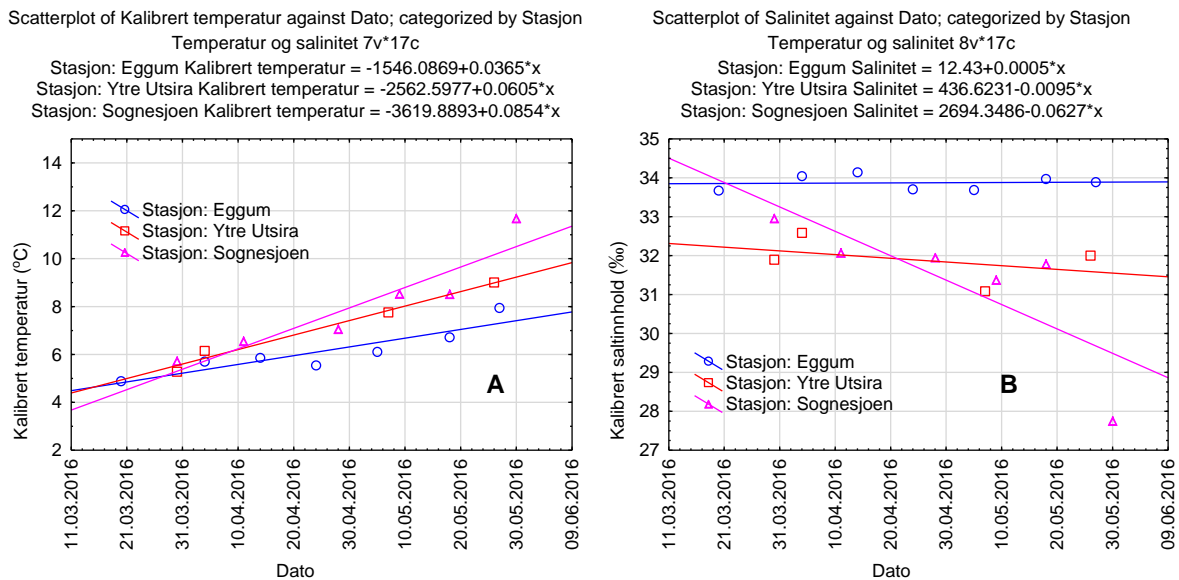
**Figur 9.6.1** – Kontrollkort for kadmiumkonsentrasjon i østersvev (1566 Oyster Tissue). Oppgitt «sann» verdi fra produsent er  $2,48 \pm 0,08$  mg/kg (snitt  $\pm 2SD$ ), men her er opparbeidet snitt ved NIFES benyttet som «sann» verdi ( $2,52 \pm 0,21$  mg/kg), som illustrert ved midtstreken. Stiplede linjer = alarmgrense ( $\pm 2SD$ ) og doble linjer = aksjonsgrense ( $\pm 3SD$ ).



**Figur 9.6.2** – Kontrollkort for kadmiumkonsentrasjon i hummerhepatopankreas (Tort-3), Oppgitt «sann» verdi fra produsent er  $42,30 \pm 2,80$  mg/kg (snitt $\pm 2SD$ ), men her er opparbeidet snitt ved NIFES benyttet som «sann» verdi ( $40,55 \pm 4,04$  mg/kg), som illustrert ved midtstreken. Stiplede linjer = alarmgrense ( $\pm 2SD$ ) og doble linjer = aksjonsgrense ( $\pm 3SD$ ).

## 9.7. Vedlegg 7: Forskningsdata fra Havforskningsinstituttet

Temperatur- og salinitetsdata fra utvalgte av Havforskningsinstituttets hydrografiske stasjoner (tilgjengelig fra: <http://www.imr.no/forskning/forskningsdata/stasjoner/view?station>). Som vist i figur 9.7.1 varierte temperaturen fra 5-8 °C, og saltinnholdet fra 32-34 ‰ for de nærmeste målestasjonene ved 5 meters dyp i perioden for prøveinnsamling.



**Figur 9.7.1** – Spredningsplott av temperatur- (A) og salinitetsvariasjoner (B) mot dato ved målestasjonene Eggum, Ytre Utsira og Sognesjøen.

Figur 9.7.2 viser en oversikt over Havforskningsinstituttets faste målestasjoner.



**Figur 9.7.2** – Havforskningsinstituttets faste, hydrografiske målestasjoner (hentet fra: <http://www.imr.no/forskning/forskningsdata/stasjoner/>).